



## **TESIS DOCTORAL**

# **SISTEMAS AERÓBICOS Y ANAERÓBICOS DEL CULTIVO DEL ARROZ CON APLICACIÓN DE ENMIENDA ORGÁNICA: COMPORTAMIENTO AGRONÓMICO Y FLUJO DE GASES DE EFECTO INVERNADERO**

**DAMIÁN FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ**

**“MODELIZACIÓN Y EXPERIMENTACIÓN EN  
CIENCIA Y TECNOLOGÍA”**

**2020**



## **TESIS DOCTORAL**

# **SISTEMAS AERÓBICOS Y ANAERÓBICOS DEL CULTIVO DEL ARROZ CON APLICACIÓN DE ENMIENDA ORGÁNICA: COMPORTAMIENTO AGRONÓMICO Y FLUJO DE GASES DE EFECTO INVERNADERO**

**DAMIÁN FERNÁNDEZ RODRÍGUEZ**

**MODELIZACIÓN Y EXPERIMENTACIÓN EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA**

“La conformidad de los directores de la tesis consta en el original en papel de esta Tesis Doctoral”

**Fdo: Dr. Ángel Albarrán Liso**

**Dr. David Peña Abades**

**2020**

## Agradecimientos

Como recoge el refranero español: “Es de bien nacido ser agradecido”, y este trabajo que presento ha contado con la aportación de distintas personas a los que quiero escribir estas líneas de reconocimiento.

En primer lugar, a mi mentor, el Catedrático Dr. Antonio López Piñeiro, siempre lleno de buenos consejos, y una dedicación plena al trabajo. Tengo la gran suerte de haber recibido el saber de uno de los referentes en el campo de trabajo.

A mis directores, el Dr. Ángel Albarrán Liso y el Dr. David Peña Abades, que me brindaron todo el conocimiento y la confianza desde el comienzo de las experimentaciones. La base de partida ha sido aprender con orden e innovar con criterio, lo que me ha permitido formarme día más, dándome pautas en mi labor profesional y, también, personal. Siento inmenso agradecimiento a las horas que habéis dedicado a este trabajo; sacrificándolas de vuestros quehaceres y, aun así, con la profesionalidad, amabilidad y generosidad que os caracteriza. Con todo mi respeto y admiración: gracias, amigos.

También me gustaría dar las gracias a mis compañeros del departamento: Soraya, Jaime, M<sup>a</sup> del Carmen y Luis, por haberme acompañado en parte de este buen sendero. Me ha llegado vuestro aliento y armonía en muchos momentos. En especial a David que ha estado en varios frentes de este trabajo: eres un modelo del que aprender. Gracias, por todos los buenos momentos que hemos compartido.

A todos mis amigos: los de la infancia y los que me he ido encontrando por el camino de mi vida y que llegaron para quedarse. Dais ese respiro que necesito de mi día a día. No sabéis todo lo que me aportáis.

Por último, a mi familia. Los que me apoyan y que comparten mis alegrías como si fueran suyas. Mis hermanos, Juana y Santiago, que me motivaron desde el inicio a dar el salto a la experiencia investigadora y que, por sus experiencias en esta etapa, me han dado buenos consejos. A mi cuñado Jesús

y a mis queridas sobrinas, Nana y Carmen, que son una fuente inagotable de alegría. A ti mamá, persona incansable por hacerme persona de bien, no tendría líneas en este texto para agradecerle tanto amor y paciencia conmigo. Sin duda: a mi padre, que ya no está presente físicamente, pero sé, que su satisfacción, allá donde se encuentre, será plena.

La suerte de codearme con buena gente, sincera, llena de cariño y con pasión por vivir, me prepara para lo que venga.

Gracias de corazón.

*Cuando comas brotes de bambú, recuerda a la persona que los plantó*  
Proverbio chino

## **Financiación**

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España para la realización del proyecto en el que se enmarca, AGL2013-48446-C3-2-R. También hay que mostrar el reconocimiento al Servicio Extremeño Público de Empleo (SEXPE), la Unión Europea (Fondo Social Europeo) y a la Consejería de Educación y Empleo de la Junta de Extremadura por la ayuda recibida para el fomento de la contratación de personal de apoyo a la investigación en Extremadura. TE-0042-18.







---

## Índices

---

Abstract .....	1
Resumen .....	4
1. Introducción.....	11
1.1. El cultivo del arroz .....	11
1.1.1. Taxonomía .....	11
1.1.2. Morfología .....	13
1.1.3. Origen y expansión. Importancia del cultivo .....	15
1.1.4. Producción y mercado mundial .....	17
1.1.5. Producción y mercado en la Unión Europea.....	19
1.1.6. Producción y mercado en España .....	20
1.1.6.1. Andalucía.....	21
1.1.6.2. Extremadura.....	22
1.2. Problemática del cultivo tradicional .....	22
1.3. Sistema de manejo alternativo al cultivo tradicional .....	25
1.3.1. Siembra Directa.....	25
1.3.2. Sistemas aeróbicos.....	29
1.4. Residuos orgánicos.....	34
1.4.1. Residuos generados en la extracción del aceite de oliva .....	34
1.4.2. Valorización del alperujo como enmienda orgánica: compostaje ....	39
1.5. Emisión de los gases de efecto invernadero en el cultivo del arroz....	45
2. Objetivos.....	57
3. Materiales y Métodos .....	61
3.1. Localización.....	61
3.2. Climatología .....	62
3.3. Diseño experimental .....	64
3.3.1. Labores del cultivo .....	66
3.4. Enmienda orgánica.....	70
3.4.1. Alperujo compostado.....	70
3.5. Suelos.....	74

3.5.1. Muestreo .....	74
3.5.2. Análisis de propiedades físicas y físico-químicas .....	74
3.5.3. Propiedades bioquímicas .....	78
3.5.4. Medidas “in situ” .....	79
3.6. Agronomía.....	80
3.6.1. Muestreo .....	80
3.6.2. Parámetros Agronómicos.....	80
3.7. Seguridad alimentaria .....	83
3.8. Estudio económico .....	84
3.9. Emisiones de gases de efecto invernadero .....	86
3.10. Balance de CO <sub>2</sub> .....	89
3.11. Análisis estadísticos .....	90
 4. Resultados y Discusión .....	 93
4.1. Suelo .....	93
4.1.1. Propiedades físico-químicas .....	93
4.1.1.1. Carbono Orgánico Total .....	96
4.1.1.2. Carbono Orgánico Hidrosoluble.....	99
4.1.1.3. Ácidos fúlvicos y húmicos .....	100
4.1.1.4. Índice Húmico.....	103
4.1.1.5. Grado de polimerización.....	104
4.1.1.6. Conductividad eléctrica.....	105
4.1.1.7. pH .....	107
4.1.1.8. Nitrógeno Total.....	108
4.1.1.9. Fósforo .....	109
4.1.2. Propiedades físicas.....	110
4.1.2.1. Resistencia a la penetración .....	110
4.1.2.2. Estabilidad Estructural .....	113
4.1.2.3. Humedad volumétrica.....	114
4.1.3. Propiedades bioquímicas .....	116
4.1.3.1. Actividad deshidrogenasa .....	120
4.1.3.2. Actividad $\beta$ -glucosidasa .....	121
4.1.3.3. Actividad ureasa.....	122
4.1.3.4. Actividad fosfatasa.....	123
4.1.3.5. Actividad arisulfatasa.....	124

4.2. Agronomía.....	125
4.2.1. Índice de Nascencia.....	127
4.2.2. Número de hijos por planta .....	129
4.2.3. Número de panículas por metro cuadrado .....	130
4.2.4. Longitud de la panícula.....	133
4.2.5. Número de granos por panícula .....	134
4.2.6. Porcentaje de granos llenos.....	135
4.2.7. Peso de los mil granos.....	137
4.2.8. Rendimiento agronómico.....	139
4.2.9. Producción de biomasa.....	146
4.2.10. Índice de cosecha .....	149
4.2.11. Productividad del agua .....	150
4.3. Seguridad alimentaria.....	153
4.3.1. Biodisponibilidad de metales pesados en suelo .....	153
4.3.3. Bioacumulación de metales pesados en grano de arroz .....	158
4.4. Estudio Económico.....	174
4.4.1. Costes variables de los factores de producción.....	175
4.4.2. Costes fijos .....	182
4.4.3. Ingresos totales.....	184
4.4.4. Márgenes bruto y neto .....	186
4.5. Emisiones de Gases de Efecto Invernadero .....	189
4.5.1. Emisiones de CO <sub>2</sub> .....	192
4.5.2. Emisiones de CH <sub>4</sub> .....	197
4.5.3. Emisiones de N <sub>2</sub> O.....	201
4.5.4. Potencial de Calentamiento Global.....	207
4.6. Balance de CO <sub>2</sub> .....	214
4.6.1. Efecto directo y residual del compost de alperujo en el balance de CO <sub>2</sub> .....	217
5. Conclusiones.....	223
6. Bibliografía.....	229



## Índice de figuras

<b>Figura 1.1.</b> Morfología de la planta de arroz (Schöpke, 2009). .....	13
<b>Figura 1.2.</b> Origen y expansión del arroz a lo largo del mundo (Fuente: Cheaney, 1974; González, 1985). .....	16
<b>Figura 1.3.</b> Evolución de la producción y superficie de arroz en España, anuario (MAPA, 2020). .....	20
<b>Figura 1.4.</b> Distintos cultivos en siembra directa, de izquierda a derecha y orden descendente; trigo, calabaza y arroz. ....	27
<b>Figura 1.5.</b> Influencia del drenaje en los procesos biológicos del suelo (Castellano et al., 2019). .....	33
<b>Figura 1.6.</b> Esquema del sistema de dos fases para la extracción de aceite de oliva (Alburquerque et al., 2004). ....	37
<b>Figura 1.7.</b> Evolución de la superficie total de olivar en España (MAPA, 2020). ....	38
<b>Figura 1.8.</b> Sucesión microbiana y ambiental durante el compostaje (Moreno y Mormeneo, 2008). .....	40
<b>Figura 1.9.</b> Principales fuentes de emisión/absorción de Gases de Efecto Invernadero. ....	47
<b>Figura 3.10.</b> Localización del ensayo de campo en las Vegas Bajas del Guadiana. ....	61
<b>Figura 3.11.</b> Climograma de la zona de ensayo durante los años de estudio (2015-2017). ....	64
<b>Figura 3.12.</b> Disposición de los tratamientos en el ensayo de campo. ....	66
<b>Figura 3.13.</b> Manejo de las pilas de alperujo compostado, Cooperativa Olivarera los Pedroches S.C.A., situada en municipio de Pozoblanco (Córdoba). ....	71

<b>Figura 3.14.</b> Aplicación del compost de alperujo en las subparcelas del ensayo de campo.....	73
<b>Figura 3.15.</b> Sonda de humedad Delta-T Device Type PR-1 utilizada en la medición in-situ. Medición de inicio de cultivo. ....	80
<b>Figura 3.16.</b> Recogida de gases de efecto invernadero del interior de la campana en la parcela experimental. ....	86
<b>Figura 3.17.</b> Cámara estática de polietileno de alta densidad con el ventilador. ....	87
<b>Figura 3.18.</b> Cromatógrafo de gases (GC) 6890N de Agilent.....	88
<b>Figura 4.19.</b> Nascencia del arroz sobre los restos de cobertura vegetal de la campaña anterior, manejo de siembra directa mediante riego aeróbico. ....	97
<b>Figura 4.20.</b> Evolución de las precipitaciones de 2015-2017 en la finca el Bercial (Talavera la Real, Badajoz), REDAREX 2020.....	101
<b>Figura 4.21.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre resistencia a la penetración del suelo, a lo largo de los años de estudio. ....	112
<b>Figura 4.22.</b> Efecto de los diferentes sistemas aeróbicos sobre el contenido de humedad del suelo, durante el tercer año de estudio.....	116
<b>Figura 4.23.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el número de panículas por metro cuadrado, en los diferentes años del estudio.....	132
<b>Figura 4.24.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la densidad de malas hierbas espontaneas en los suelos del arroz, en los diferentes años del estudio.....	141
<b>Figura 4.25.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la eficacia del herbicida Bispyribac-Sodio para el control de <i>Echinochloa crus-galli</i> , en los diferentes años del estudio. ....	143
<b>Figura 4.26.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo, en cuanto a la producción de biomasa, en los diferentes años del estudio.....	148



<b>Figura 4.27.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el coeficiente de transferencia de Cd y As, a lo largo de los años de estudio.....	167
<b>Figura 4.28.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la humedad del suelo y temperatura ambiente registrada, a lo largo del ciclo de cultivo del arroz y a lo largo de los años de estudio.....	191
<b>Figura 4.29.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo en la emisión de CO <sub>2</sub> a lo largo del ciclo de cultivo del arroz, a lo largo de los años de estudio....	194
<b>Figura 4.30.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo en la emisión de CH <sub>4</sub> a lo largo del ciclo de cultivo del arroz, a lo largo de los años de estudio....	199
<b>Figura 4.31.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo en la emisión de N <sub>2</sub> O, a lo largo del ciclo de cultivo del arroz, a lo largo de los años de estudio....	204
<b>Figura 4.32.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo en la contribución de los gases CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> y N <sub>2</sub> O, en el GWP, a lo largo de los años de estudio.....	211



## Índice de tablas

<b>Tabla 1.1.</b> Principales productores de arroz en cáscara en el mundo (FAO, 2018a).....	18
<b>Tabla 1.2.</b> Superficie cultivada de arroz y producción de arroz cáscara en 2019 en España por Comunidades Autónomas y por subespecies (MAPA, 2020). 21	
<b>Tabla 3.3.</b> Datos meteorológicos de el Bercial (Talavera la Real) (1999-2017).....	63
<b>Tabla 3.4.</b> Operaciones realizadas en base al tiempo de los diferentes tratamientos.....	67
<b>Tabla 3.5.</b> Cantidades de agua aportadas al cultivo ( $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) en cada campaña.....	69
<b>Tabla 3.6.</b> Propiedades del alperujo compostado.....	72
<b>Tabla 3.7.</b> Propiedades edafológicas de los suelos seleccionados.....	77
<b>Tabla 4.8.</b> Análisis de la varianza de medidas repetidas para las propiedades físico-químicas de los suelos. ....	93
<b>Tabla 4.9.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo en las propiedades físico-químicas del suelo (0-20 cm). ....	95
<b>Tabla 4.10.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la Estabilidad Estructural (%) del suelo. ....	114
<b>Tabla 4.11.</b> Análisis de la varianza de medidas repetidas para las propiedades bioquímicas de los suelos. ....	117
<b>Tabla 4.12.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo en las actividades enzimáticas del suelo. ....	119
<b>Tabla 4.13.</b> Análisis de la varianza de medidas repetidas para las propiedades agronómicas del cultivo del arroz.....	126

<b>Tabla 4.14.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el índice de nascencia en los parámetros agronómicos, representado en porcentaje.....	129
<b>Tabla 4.15.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el número de hijos por planta. ....	130
<b>Tabla 4.16.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la longitud de las panículas.....	133
<b>Tabla 4.17.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el número de granos de arroz por cada panícula. ....	135
<b>Tabla 4.18.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el porcentaje de granos llenos por panícula.....	137
<b>Tabla 4.19.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el peso (g) de los 1000 granos por panícula. ....	138
<b>Tabla 4.20.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el rendimiento agrónomico obtenido ( $\text{kg ha}^{-1}$ ).....	146
<b>Tabla 4.21.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el índice de cosecha. ....	150
<b>Tabla 4.22.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la productividad del agua ( $\text{g L}^{-1}$ ). ....	152
<b>Tabla 4.23.</b> Análisis de la varianza de medidas repetidas para la concentración total de metales pesados y metaloides presentes en los suelos. ....	154
<b>Tabla 4.24.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo en la concentración total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de los diferentes metales a lo largo de los años de estudio...	155
<b>Tabla 4.25.</b> Análisis de la varianza de medidas repetidas para la concentración total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de metales pesados y metaloides bioacumulados en su totalidad, en los granos de arroz.....	159
<b>Tabla 4.26.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de los diferentes metales en los granos de arroz. ....	160

<b>Tabla 4.27.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre los costes variables en las operaciones realizadas. (€ ha <sup>-1</sup> ). .....	176
<b>Tabla 4.28.</b> Efecto de los diferentes sistemas de producción sobre los costes variables ordenados por factores de producción (€ ha <sup>-1</sup> ). .....	181
<b>Tabla 4.29.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre los costes fijos (€ ha <sup>-1</sup> ). .....	183
<b>Tabla 4.30.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre los ingresos totales (€ ha <sup>-1</sup> ). .....	185
<b>Tabla 4.31.</b> Efecto general de los diferentes sistemas de manejo sobre la influencia de los costes e ingresos totales, márgenes bruto y neto (€ ha <sup>-1</sup> ). ..	187
<b>Tabla 4.32.</b> Análisis de la varianza de medidas repetidas para los flujos acumulados de GEI del cultivo del arroz. ....	192
<b>Tabla 4.33.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la tasa de emisión acumulada de CO <sub>2</sub> (kg ha <sup>-1</sup> ) durante el ciclo de cultivo del arroz. ....	197
<b>Tabla 4.34.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la tasa de emisión acumulada de CH <sub>4</sub> (kg ha <sup>-1</sup> ) durante el ciclo de cultivo del arroz. ....	201
<b>Tabla 4.35.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la tasa de emisión acumulada de N <sub>2</sub> O (kg ha <sup>-1</sup> ) durante el ciclo del cultivo del arroz. ....	207
<b>Tabla 4.36.</b> Análisis de la varianza de medidas repetidas para el potencial de calentamiento global (GWP) y el potencial de calentamiento global en base al rendimiento agrónomico del arroz (GWPr). ....	208
<b>Tabla 4.37.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo en las emisiones GWP y GWPr, durante el ciclo de cultivo del arroz. ....	209
<b>Tabla 4.38.</b> Efecto de los diferentes sistemas de manejo originales sobre el contenido de COT, con influencia del paso del tiempo, a una profundidad de 0-10 cm. ....	215

**Tabla 4.39.** Estimación de CO<sub>2</sub> fijado considerando la superficie total dedicada a la explotación de arroz en España y la Unión Europa, en base a los datos del manejo SD.....217

**Tabla 4.40.** Efecto del contenido de COT, con influencia del paso del tiempo en los diferentes manejos sin enmendar, a una profundidad de 0-10 cm.....218

---

**Acrónimos**

---

AD	Actividad Deshidrogenasa
AF	Ácidos Fúlvicos
AH	Ácidos Húmicos
ANOVA	Análisis de la varianza
ARS	Actividad Arisulfatasa
BOE	Boletín Oficial del Estado
CE	Conductividad Eléctrica
COH	Carbono Orgánico Hidrosoluble
COT	Carbono Orgánico Total
DOE	Diario Oficial de Extremadura
EE	Estabilidad Estructural
EEA	Agencia Europea del Medio Ambiente (European Environmental Agency)
Eh	Potencial redox
Eq	equivalente
ETP	Evapotranspiración potencial
ETR	Evapotranspiración Real
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (Food and Agriculture Organization of the United Nations)
FO	Actividad Fosfatasa
GEI	Gases de Efecto Invernadero
GLU	Actividad $\beta$ -glucosidasa
GP	Grado de polimerización
GRPAN	Número de granos por panículas

GWP	Potencial de Calentamiento Global (Global Warming Potencial)
GWPr	Potencial de Calentamiento Global normalizado en base al rendimiento agronómico
HR	Humedad Relativa
ICOSE	Índice de cosecha
IH	Índice de humificación
IN	Índice de nascencia
INT	2-p-iodofenil-3-p-nitrofenil-5-feniltetrazolio
INTF	Iodonitrotetrazolioformazán
IPCC	Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (Intergovernmental Panel on Climate Change)
IRRI	Instituto Internacional de Investigación del Arroz (International Rice Research Institute)
Kc	Coeficiente de cultivo
LC	Laboreo Convencional
LCC	Laboreo Convencional con Compost
LCI	Laboreo Convencional Inundado
LCIC	Laboreo Convencional Inundado con Compost
LLE	Porcentaje de granos llenos
LPAN	Longitud de la panícula
MAGRAMA	Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
NH	Número de hijos por planta
NT	Nitrógeno Total
OMS	Organización Mundial de la Salud
P	Fósforo Olsen
P1000	Peso de los mil granos
PBIO	Producción de biomasa



PH <sub>2</sub> O	Productividad del agua
PrAcu	Precipitación acumulada
RD	Real Decreto
SD	Siembra Directa
SDC	Siembra Directa con Compost
<i>sp.</i>	Especie
<i>spp.</i>	Utilizada para denotar todas las especies de un taxón superior
T	Temperatura
UE	Unión Europea
UR	Actividad Ureasa







---

## Abstract

---

Rice (*Oryza sativa* L.) is an essential crop in world food security. However, its production is carried out under conventional tillage methods and anaerobic irrigation systems, which implies activities with negative environmental impact. It can be emphasized the soil degradation, the greenhouse gas emissions and the accumulation of metals in the rice. In addition, the high water consumption, which is required, questions the sustainability of the crop, especially in countries like Spain. Our country is the second major producer in Europe after Italy, and the availability of water resources is increasingly being restricted. A more sustainable rice production, under aerobic systems together with the application of conservation agriculture techniques, such as direct seeded rice; could minimize the environmental risks associated with conventional approaches. In addition, the application of organic amendments to the soil could balance the water deficit in aerobic conditions since it increases the water retention capacity and that leads to the productivity increase.

The general objective of this work was to evaluate the effects produced by the implementation of different irrigation systems (aerobic and anaerobic) in combination with different tillage methods (direct seeding and conventional tillage) and application of organic amendment (alperujo compost) in the properties of the soil. The agronomic behavior of the rice crop, the quality of the grain from the point of view of food security, and on the fluxes of greenhouse gases will be analyzed. In order to study the direct and residual effect of the application of the alperujo compost, it was applied only the first year of study. In this sense, trials were carried out under real field conditions during the years: 2015, 2016 and 2017, in one of the areas of greatest interest at the national level for rice cultivation, Las Vegas del Guadiana (Extremadura). Six treatments were applied: SD (direct seeded rice and aerobic irrigation); SDC (direct seeded rice and aerobic irrigation with application of alperujo compost); LC (conventional tillage and aerobic irrigation); LCC (conventional tillage and aerobic irrigation with application of alperujo compost); LCI (conventional tillage and anaerobic irrigation); LCIC

(conventional tillage and anaerobic irrigation with application of alperujo compost).

In each management system, the physical, chemical and biological properties of the soil were analyzed, as well as their evolution over time. In addition, an annual monitoring of the main agronomic and productive parameters of the crop was carried out, in order to determine the economic viability of different approaches. Moreover, the concentration of certain metals in the rice grains was determined to evaluate the quality. On the other hand, greenhouse gas fluxes ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ , and  $\text{N}_2\text{O}$ ) were monitored using static sampling hoods during each growing season.

The application of alperujo compost in combination with aerobic rice production systems produces significant improvements in the physical, physicochemical and biological properties of the soils. The aerobic rice cultivation, regardless of the implanted tillage system (SD, LC) had agronomic yields comparable to those obtained using the conventional system and anaerobic irrigation (LCI). Therefore, on average in all the study years, the water productivity (meaning unit of rice produced per unit of water used and expressed as  $\text{g.L}^{-1}$ ) in the SD and LC treatments increased by around 40% with respect to the treatment. LCI. The application of alperujo compost in its direct or residual effect did not cause significant changes in the agronomic yield of the crop. The exception of the LCC treatment in 2017 were found, where the highest production was recorded for that campaign with  $8\,581\text{ kg ha}^{-1}$ . The irrigation system significantly influenced in the grain quality. Thus, on average for the three years, the anaerobic treatment LCI, the rice presented  $0.365\text{ mg}$  of arsenic per kilogram, while in the aerobic treatments, SD and LC, were  $0.057$  and  $0.084\text{ mg kg}^{-1}$ , respectively. The application of composted alperujo, both in its direct and residual effect, significantly decreased cadmium levels in rice grains, being a relevant result in aerobic systems where the concentration of this metal was significantly higher compared to anaerobic systems.

The different management systems affected greenhouse gas emission flows in a different way, depending on the type of studied gas. Thus, with

respect to CO<sub>2</sub>, the direct application of alperujo compost significantly increased its emissions under the aerobic system. However, the residual effect only significant increases were observed in the aerobic treatment in combination with conventional tillage, reporting the lowest CO<sub>2</sub> emissions in the SD treatment three years later of the application. Regarding CH<sub>4</sub>, the type of irrigation was the fundamental factor in the emissions of this gas, being in the aerobic system where the emissions were strongly reduced; even it was observed the fixation by the soil. The highest N<sub>2</sub>O emissions were observed in the aerobic treatments, especially under the conventional tillage system, with increases in the emission of this gas after the alperujo compost application (in direct and residual effects). Three years after the implementation of the different management systems, it was observed that the SD treatment decreased the global warming potential (GWP) and the global warming potential based on agronomic yield (GWPr) by 26.0% and 13.8% with respect to LCI treatment, respectively. Regardless of the selected management system, the application of alperujo compost increased the values of GWP and GWPr in its direct and residual effect, although these increases were not always significant.

In conclusion, the aerobic systems together with the application of alperujo compost improved the quality of the soils, showing a viable alternative for the production of rice in a Mediterranean environment. Additionally they significantly increased the efficiency of the water provided and improved the food safety and quality of the grain. On the other hand, the implementation of aerobic rice systems applying direct seeded rice can be an efficient strategy to reduce greenhouse gas emissions in the medium term. In addition, the application of alperujo compost as an organic amendment in rice soils, apart from being an effective alternative for the valorization of this agro-industrial waste, could also be a useful management practice to combat the global warming, by promoting the carbon sequestration in the soil, both in its direct application and the residual effect.

---

## Resumen

---

El arroz (*Oryza sativa* L.) es un cultivo esencial en la seguridad alimentaria mundial. Sin embargo, su producción se realiza bajo métodos de laboreo convencional y sistemas de riego anaeróbicos, lo que conlleva la realización de numerosas labores con un gran impacto ambiental como la degradación de los suelos, emisiones de gases de efecto invernadero, acumulación de metales en el arroz, además de un elevado consumo de agua, lo que hace peligrar la sostenibilidad del cultivo, especialmente en países como España, segundo productor a nivel Europeo por detrás de Italia, donde la disponibilidad de los recursos hídricos se encuentra cada vez más restringida. Una producción más sostenible de arroz, bajo sistemas aeróbicos junto con la aplicación de técnicas de agricultura de conservación, como la siembra directa; podría minimizar los riesgos ambientales asociados a los métodos tradicionales. Además, la aplicación de enmiendas orgánicas al suelo, podría contrarrestar el posible déficit hídrico bajo la condición aeróbica, al incrementar la capacidad de retención de agua pudiendo mejorar la productividad de la misma.

El objetivo general de este trabajo fue evaluar los efectos producidos por la implantación de diferentes sistemas de riego (aeróbico y anaeróbico) en combinación con diferentes técnicas de laboreo (siembra directa y laboreo convencional) y aplicación de enmienda orgánica (compost de alperujo) en las propiedades del suelo, el comportamiento agronómico del cultivo de arroz, la calidad del grano desde el punto de vista de la seguridad alimentaria, y sobre los flujos de gases de efecto invernadero. Con el objetivo de analizar el efecto directo y residual de la aplicación del compost de alperujo, este fue aplicado solamente el primer año de estudio. Para ello, se realizaron ensayos en condiciones reales de campo durante los años 2015, 2016 y 2017, en una de las zonas de mayor interés a nivel nacional para el cultivo del arroz, las Vegas del Guadiana (Extremadura), estableciéndose seis tratamientos: SD (siembra directa y riego aeróbico); SDC (siembra directa y riego aeróbico con aplicación de compost de alperujo); LC (laboreo convencional y riego aeróbico); LCC (laboreo convencional y riego aeróbico con aplicación de compost de alperujo);



LCI (laboreo convencional y riego anaeróbico); LCIC (laboreo convencional y riego anaeróbico con aplicación de compost de alperujo).

En cada sistema de manejo implantado se analizaron las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, así como la evolución de las mismas en el tiempo. A su vez se realizó un seguimiento anual de los principales parámetros agronómicos y productivos del cultivo, empleados para determinar la viabilidad económica de cada uno de los manejos. Además, se determinó la concentración de ciertos metales en los granos de arroz para evaluar su calidad. Por otro lado, los flujos de gases de efecto invernadero ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ , y  $\text{N}_2\text{O}$ ) fueron monitorizados utilizando campanas estáticas durante cada campaña de cultivo.

La aplicación de compost de alperujo en combinación con los sistemas de producción de arroz aeróbico produce mejoras significativas en las propiedades físicas, físico-químicas y biológicas de los suelos. El cultivo de arroz aeróbico, independientemente del sistema de laboreo implantado (SD, LC) tuvo unos rendimientos agronómicos comparables a los obtenidos mediante el sistema tradicional con riego anaeróbico (LCI). Por tanto, de media a lo largo de todos los años de estudio, la productividad del agua (unidad de arroz producida por unidad de agua utilizada expresada en  $\text{g.L}^{-1}$ ) en los tratamientos SD y LC incrementó alrededor de un 40% con respecto al tratamiento LCI. La aplicación de compost de alperujo no provocó cambios significativos en el rendimiento agronómico del cultivo ni en su efecto directo ni residual, a excepción del tratamiento LCC en el año 2017, donde se registró la mayor producción para esa campaña con  $8\,581\text{ kg ha}^{-1}$ . El sistema de riego influyó significativamente en la calidad del grano a lo largo de todo el estudio. Así, de media para los tres años, el tratamiento anaeróbico LCI presentó  $0.365\text{ mg}$  de arsénico por kilogramo de arroz, mientras en los tratamientos aeróbicos, SD y LC fue de  $0.057$  y  $0.084\text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente. La aplicación de alperujo compostado, tanto en su efecto directo como residual disminuyó significativamente los niveles de cadmio en los granos de arroz, siendo un resultado muy relevante en los sistemas aeróbicos donde la concentración de este metal fue significativamente superior en comparación con los sistemas anaeróbicos.

Los distintos sistemas de manejo implantados afectaron de forma diferente a los flujos de emisión de gases de efecto invernadero, en función del tipo de gas estudiado. Así, con respecto al  $\text{CO}_2$ , la aplicación directa de compost de alperujo incrementó significativamente sus emisiones bajo el sistema aeróbico, mientras que en su efecto residual solo se observaron incrementos significativos en el tratamiento aeróbico en combinación con las técnicas de laboreo convencional, registrando las menores emisiones de  $\text{CO}_2$  en el tratamiento SD, transcurridos tres años desde su implantación. En referencia al  $\text{CH}_4$ , el tipo de riego fue el factor fundamental en las emisiones de este gas, observando como bajo el sistema aeróbico se redujeron fuertemente las emisiones de este gas, incluso produciéndose la fijación del mismo por el suelo. Las mayores emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  a lo largo del estudio se observaron en los tratamientos aeróbicos, especialmente bajo el sistema de laboreo convencional, con incrementos en la emisión de este gas tras la aplicación de compost de alperujo tanto en su efecto directo como residual. Transcurridos tres años desde la implantación de los diferentes sistemas de manejo se observó como el tratamiento SD disminuyó el potencial de calentamiento global (GWP) y el potencial de calentamiento global en base al rendimiento agronómico (GWPr) un 26.0% y un 13.8% con respecto al tratamiento LCI, respectivamente. Independientemente, del sistema de manejo seleccionado la aplicación de compost de alperujo incrementó los valores de GWP y GWPr en su efecto directo y residual, aunque dichos incrementos no siempre fueron significativos.

Como conclusión, los sistemas aeróbicos junto con la aplicación de compost de alperujo mejoraron la calidad de los suelos, además de ser una alternativa viable para la producción de arroz bajo ambiente mediterráneo, incrementando significativamente la eficacia del agua aportada y mejorando la seguridad y calidad alimentaria del grano. Por otro lado, la implantación de sistemas de arroz aeróbico aplicando siembra directa puede ser, a medio plazo, una estrategia eficiente para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. Además, la aplicación de compost de alperujo como enmienda orgánica en los suelos de arroz, aparte de ser una alternativa eficaz para la valorización de este residuo agroindustrial, también podría ser una práctica

de gestión útil para combatir el calentamiento global, al potenciar el secuestro del carbono en el suelo tanto en su aplicación directa como en el estudio de su efecto residual.







---

## 1. Introducción

---

### 1.1. El cultivo del arroz

#### 1.1.1. Taxonomía

El arroz (*Oryza sativa* L.) es una planta monocotiledónea perteneciente a la familia de las gramíneas cuya clasificación taxonómica es:

- Reino: *Plantae*.
- Subreino: *Tracheobionta*.
- División: *Magnoliophyta*.
- Clase: *Liliopsida*.
- Subclase: *Commelinidae*.
- Orden: *Poales*.
- Familia: *Poaceae*.
- Subfamilia: *Bambusoideae*.
- Tribu: *Oryzeae*.
- Género: *Oryza*.
- Especie: *Oryza sativa* L.

Las especies del género *Oryza* son numerosas y los taxónomos las han clasificado de diversa manera. En 1963 el Simposio Internacional sobre Genética y Citogenética del Arroz admitió 19 especies. Sin embargo, según Zhukovsky (1971) se aceptan 28 especies. No obstante una de las clasificaciones más recientes admite 22 especies (Vaughan, 1994). Actualmente, dos son las especies que se cultivan *Oriza sativa* L. de origen asiático y *Oriza glaberrima* S. de origen africano. La expansión en el mundo del cultivo se debe a la primera especie; pues la segunda sólo se encuentra en el oeste de África (Angladette, 1969).

El arroz asiático ha evolucionado en tres subespecies ecogeográficas:

- Índica: Originaria de India, es la más antigua, se caracteriza por una mayor altura que otras variedades, un macollamiento denso con hojas largas y granos largos y cristalinos. De esta subespecie derivan

Alena, Basmati, Clavel, Doñana, Puntal Thaibonnet y Gladio, entre otras variedades de grano largo. Su expansión se encuentra frenada por su sensibilidad a las bajas temperaturas.

- Japónica: Originaria de China, más adaptadas a zonas templadas, debido a una mejor tolerancia a las bajas temperaturas y caracterizada por granos cortos, redondos y perlados. De esta subespecie derivan muchas de las variedades cultivadas durante siglos en España. Destacan entre ellas: Bahía, Bomba, Delta, Fonsa, Ganao, Guadiamar, Guara, Lido, Loto, Puebla, Senia, Thainato y Ullal (Blanco, 2014).
- Javánica: Con grano largo y ancho es cultivada en el área de Indonesia, pero casi desconocida en España (Blanco, 2014).

Existen más de 2 000 variedades de arroz cultivadas en el mundo (FAO, 2004), aunque en el banco de germoplasma del Instituto Internacional de Investigación del Arroz (IRRI, iniciales del término en inglés International Rice Research Institute) se conservan alrededor de 83 000 variedades. Se pueden encontrar desde variedades que se cultivan a más de 2 600 metros de altura, en el Himalaya, hasta variedades que se producen bajo 2 metros de agua en el delta del río Mekong (FAO, 2005; Khush, 2005). Todas son el resultado de los procesos naturales de evolución y de los continuos progresos que el ser humano ha logrado tras múltiples cruces artificiales y a procesos biotecnológicos.

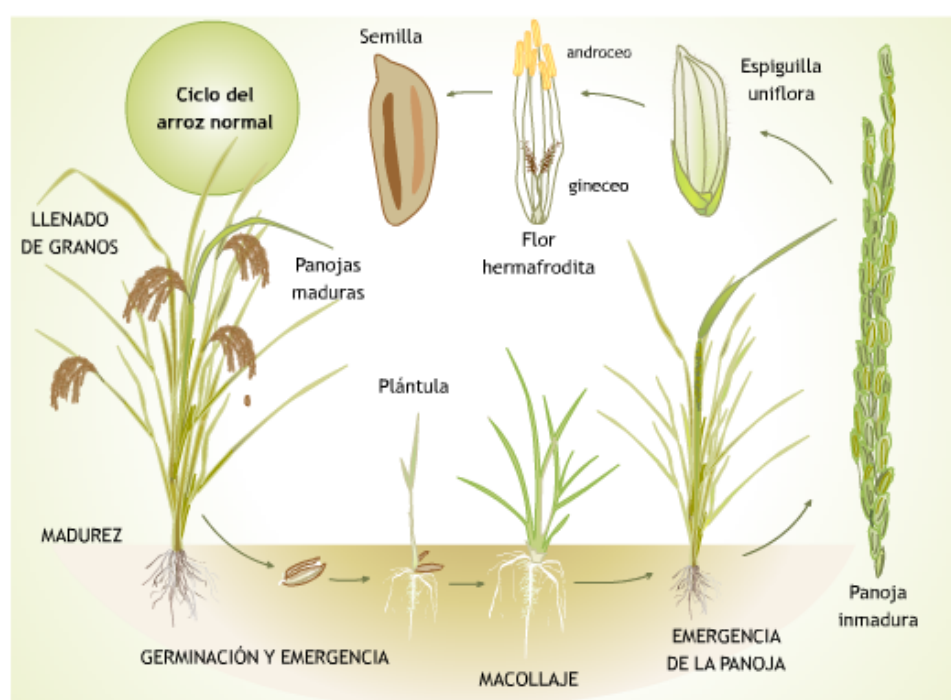
Las diferencias varietales (UNCTAD, 2020) se refieren a morfología de la planta y del grano, calidad del grano, resistencia al encamado, precocidad, ahijado, resistencia y tolerancia a los factores bióticos (malas hierbas, plagas y enfermedades) y abióticos (frío, sequía, acidez del suelo, carencias en elementos minerales, etc.), así como a la productividad o rendimiento en grano. Esta gran variabilidad hace difícil la definición de las características morfológicas de esta especie.



### 1.1.2. Morfología

El conocimiento de la planta de arroz (*Oryza sativa* L.) y, en particular, de su morfología, es básico en la investigación porque en él se basan tanto la diferenciación de las variedades como los estudios de fisiología y de mejora de producción.

En líneas generales, la morfología del arroz (**Figura 1.1**) es similar a la de otros cereales (Schöpke, 2009). Presenta un tallo redondo y compuesto por un número variable de nudos y entrenudos que se alargan durante la fase vegetativa hasta la floración. La altura final de las plantas oscila entre los 0.5 y 1.5 metros en la mayoría de las variedades, aunque algunas de las denominadas arroz flotante pueden alcanzar los 6 metros de altura. Los entrenudos maduros son huecos, de longitud y grosor variable, siendo más cortos y gruesos los de la parte basal, con paredes que se van endureciendo a medida que avanza el desarrollo de la planta. Cada nudo tiene una hoja en cuya axila se encuentra una yema que puede originar un hijo. El número de hijos es variable en función de la variedad, pero sobre todo de las condiciones edafo-climáticas y de las prácticas de cultivo, adquiriendo la densidad de siembra una importancia vital en este caso.



**Figura 1.1.** Morfología de la planta de arroz (Schöpke, 2009).

En las hojas que se sitúan alternas a lo largo del tallo se distingue la vaina, el limbo, lígula y aurículas. La presencia de tricomas es variable en función de la variedad. La última hoja de cada tallo se denomina hoja bandera y su vaina envuelve el cuello de la panícula. La hoja bandera y la inmediatamente anterior son determinantes para la formación de la panícula y el llenado de los granos. A medida que avanza el ciclo vegetativo, las primeras hojas en desarrollarse (hojas basales) van secándose, de forma que en floración suelen quedar sólo entre cinco y seis hojas verdes. Se considera un carácter favorable la senescencia tardía de las hojas, a fin de prolongar el periodo de actividad fotosintética.

El sistema radicular primario del arroz está constituido por la raíz embrionaria (radícula) y una corona de raíces seminales que tiene como principal función el anclaje al suelo de la plántula, tratándose de un sistema muy superficial y de carácter temporal. Al inicio del ahijamiento, el sistema radicular primario es sustituido por el sistema radicular secundario, constituido por raíces adventicias que se forman a partir de los nudos inferiores de los tallos jóvenes. Estas raíces son más gruesas y fibrosas, profundas y ramificadas, y poseen una mayor capacidad absorbente. Algunos nudos superiores pueden, a veces, emitir pequeñas raíces aéreas, ocultas tras las vainas foliares. El sistema radicular alcanza su máximo desarrollo al final del ahijamiento, cesando de absorber nutrientes cuando el grano se encuentra en estado lechoso. Una particularidad del sistema radicular del arroz, es que éste se encuentra adaptado a los ambientes saturados de agua (anaeróbicos). Esto se debe a que poseen canalículos (espacios intercelulares aeríferos) que aseguran el aporte de oxígeno desde la parte aérea de la planta (Lluch, 2001).

La inflorescencia del arroz tiene como elemento básico la espiguilla, formada por una o varias flores o espículas que se articulan en panículas. La longitud y densidad (número de flores o granos por unidad de longitud) difieren considerablemente según variedades desde 50 a 300 espiguillas por panícula. En el momento de la floración la panícula permanece erecta y posteriormente alcanza un porte más o menos colgante en función de la flexibilidad del raquis y del peso de los granos maduros. Sus flores son

hermafroditas con seis estambres y un ovario con dos estigmas plumosos. Todos estos órganos están encerrados dentro de dos brácteas convexas (lemma y pálea) denominadas glumillas. Las dos glumillas se unen en un ápice de la flor cuya coloración difiere también según variedades. La coloración y pilosidad de las glumillas son también caracteres variables diferenciales.

Cada una de estas espículas, cuando es fecundada y madura, dan lugar al fruto o grano de arroz, constituido por una semilla cubierta por las dos glumillas soldadas o cascarilla. En la industria, para desprender la cascarilla del grano de arroz ya formado se utilizan medios mecánicos. La semilla de arroz propiamente dicha, o carióspside, consta de un endospermo y un embrión, y está rodeada por varias láminas muy finas: el pericarpio (que es la capa más externa de la carióspside y suele tener un color marrón claro), los tegumentos seminales (que es la capa bajo el pericarpio), y la capa de aleurona, de naturaleza proteica. La carióspside se comercializa como arroz cargo o integral y es muy rico en fibra. En el molino, el arroz descascarillado es sometido al blanqueado o pulido para la eliminación del pericarpio, los tegumentos seminales, la aleurona y el embrión (germen), dando lugar al arroz blanqueado que corresponde al albumen o endospermo y es el órgano de reserva de la semilla, compuesto por gránulos de almidón envueltos en una matriz proteica y conteniendo, además azúcares, grasa y fibra bruta. El aspecto del endospermo es también variable en función de la variedad considerada (Lluch 2001).

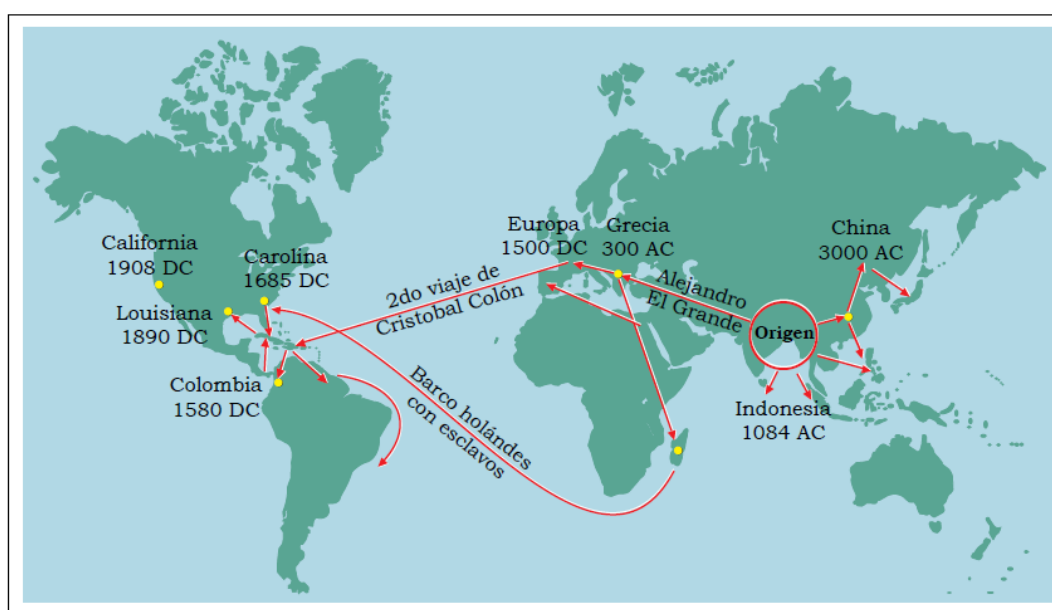
### 1.1.3. Origen y expansión. Importancia del cultivo

La especie *Oryza sativa* L. no suscita controversia, respecto a su origen asiático; sin embargo, no hay todavía un acuerdo sobre un lugar más preciso de su origen, que sería el oriente de la antigua península de Indochina (actualmente ocupada por Vietnam, Camboya y Laos) o el valle del río Yang-Tse Kiang, en China (**Figura 1.2**).

Es difícil establecer con exactitud la época en que se inició el cultivo del arroz. La literatura china menciona el arroz 3 000 años Antes de Cristo (AC), cuando se consideraba su siembra como una ceremonia religiosa importante,

reservada al emperador. De ahí este cereal fue llevado a Japón, Sri Lanka, Filipinas e Indonesia, donde fue cultivado 2 000 años AC. Más tarde, el arroz llegó a Asia occidental y a la cuenca del Mediterráneo, quizás bajo el imperio persa, y fue sembrado en Mesopotamia, a orillas del río Eufrates, y en Siria.

Los árabes fueron muy eficientes en expandir el cultivo del arroz, entre los siglos VIII y X llevando el arroz asiático a África oriental, al noroeste de Madagascar, luego a Marruecos y poco después a la Península Ibérica. Posteriormente, debido a las colonias portuguesas, holandesas y españolas de África, las variedades asiáticas de arroz llegaron también al continente africano (González, 1985). A finales del siglo XVII, los holandeses y los portugueses introdujeron el arroz en América del Norte, más exactamente en la colonia de Carolina.



**Figura 1.2.** Origen y expansión del arroz a lo largo del mundo (Fuente: Cheaney, 1974; González, 1985).

Por tanto, el arroz es un cereal que se encuentra ampliamente extendido por todo el mundo. Su cultivo alcanza latitudes extremas que van desde los 55° N en China hasta los 36° S de Uruguay y Australia (Torró 2010).

Por otro lado, el cultivo del arroz es de enorme importancia para la alimentación humana, a la que se dedica más del 95 % de su producción,

siendo actualmente el alimento básico para más del 50 % de la población mundial (Muthayya et al., 2014; Akinbile et al., 2015). Se trata, por tanto, de un cultivo crucial para la seguridad alimentaria mundial. Como resultado, las prácticas de producción agrícola más limpia se han convertido en el punto focal de las políticas para lograr la seguridad alimentaria y nutricional del cultivo del arroz, eliminar el hambre y la pobreza (Tilman et al., 2002). El aumento de los productos más seguros está altamente justificado por la agricultura para hacer frente a la creciente demanda de alimentos limpios para la creciente población mundial (Wise, 2013; Scharfy et al., 2017).

#### **1.1.4. Producción y mercado mundial**

El cultivo del arroz ocupa el 11 % de la superficie mundial cultivable, con unas 165 millones de ha, de las que el 88 % se encuentran en Asia, produciéndose en este continente el 90 % de la producción mundial, 770 millones de toneladas de arroz cáscara de los cuales 510 millones de toneladas corresponden a arroz elaborado (FAO, 2018a) (**Tabla 1.1**). África, América y algunos países del sur y suroeste de Europa se reparten el 10 % de la producción restante. A nivel mundial, el arroz ocupa el segundo lugar después del trigo si se considera la superficie cosechada, pero si se considera su importancia como cultivo alimenticio, el arroz proporciona más calorías por hectárea que cualquier otro cereal.

**Tabla 1.1.** Principales productores de arroz en cáscara en el mundo (FAO, 2018a).

<b>País</b>	<b>Producción (t x 10<sup>6</sup>)</b>
<b>China</b>	208
<b>India</b>	169
<b>Indonesia</b>	74.5
<b>Vietnam</b>	44.2
<b>Tailandia</b>	34.5
<b>Bangladesh</b>	53.0
<b>Brasil</b>	11.4
<b>Japón</b>	10.4
<b>Nigeria</b>	7.20
<b>Unión Europea</b>	2.86
<b>Mundo</b>	770

Según la FAO, (2018a) el 96.9 % de la producción mundial de arroz en cáscara proviene de países en vías de desarrollo, existiendo por tanto, una falta de tecnificación en la producción de dicho cultivo.

Además de su importancia como alimento, el cultivo del arroz tiene un gran interés económico y social, ya que proporciona una gran cantidad de empleo y facturación. Según la FAO (2014), de los 840 millones de personas que padecen hambre crónica en el mundo más del 50 % viven en zonas que dependen de la producción de arroz para alimentarse, obtener sus ingresos y empleo. El cultivo del arroz proporciona sustento a la mayoría de la población rural de Asia, pues es el cereal típico de Asia meridional y oriental. Aunque también es ampliamente cultivado en África y en América, siendo también cultivado en algunos puntos de Europa meridional, sobre todo en las regiones mediterráneas. El índice de precios de exportación del arroz (basado en 16 cotizaciones) se sitúa en un total de 227 € t<sup>-1</sup> de arroz elaborado, representando

un impacto mundial de más de 115 billones de € (European Commission, 2020).

Por su carácter estratégico, el arroz es uno de los productos básicos más protegidos tanto en los países en desarrollo como en los países desarrollados. Debido a esta protección, y a que el consumo interno de los principales países productores y exportadores acapara casi la totalidad de su producción, el comercio mundial de arroz representa un porcentaje relativamente pequeño de la producción total (MAPA, 2013). Concretamente a nivel mundial, la comercialización de este producto representa una importancia económica de 10.8 billones de €, lo que supone un 9.39 % del total de la actividad económica relacionada con el cultivo del arroz (FAO, 2020). No obstante, en las próximas décadas van a producirse relevantes cambios demográficos, según estimaciones de las Naciones Unidas, el crecimiento generado en la población será de 10 000 millones personas, en el año 2050. Además, la FAO (2009) prevé que una lenta mejora de la eficacia en el uso del agua y una disminución de la superficie sembrada del cultivo del arroz, debido, a que es relativamente intensiva en cuanto al uso del agua, y que el rendimiento de los cultivos seguiría creciendo, pero a un ritmo más lento que en el pasado.

### **1.1.5. Producción y mercado en la Unión Europea**

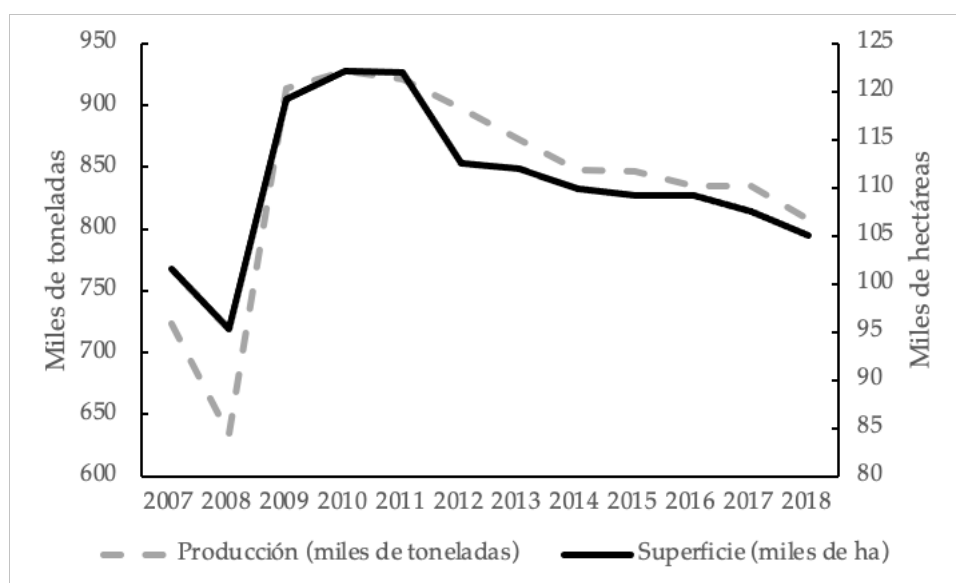
La Comisión Europea cifró para la campaña 2017 una superficie cosechada de 442 000 ha, con una producción de 2.86 millones de toneladas de arroz con cáscara (1.74 millones de toneladas de arroz elaborado). Esto supone un aumento de 6 000 ha respecto a la campaña anterior. De la cifra total, 344 000 ha corresponden a la subespecie japónica y 98 000 ha a la subespecie indica.

Dentro de Europa, Italia es el primer productor, con un 50 % de la producción total, seguido de España con un 28 % de la misma y con un 25 % de la superficie. La siguen Grecia, Portugal, Francia, Rumanía, Bulgaria y Hungría (MAPA, 2016). Sin embargo, España es el primer país de la Unión Europea en producción de grano largo, el cual se destina mayoritariamente a la exportación. En cuanto a las importaciones, la Unión Europea acumuló para

el año 2019, 1.33 millones de toneladas de arroz blanco (European Commission, 2020), Sin embargo, las exportaciones solo representaron el 25 % del total importado.

### 1.1.6. Producción y mercado en España

En España, durante el año 2018 la superficie cultivada de arroz fue de 105 012 ha (del orden de un 60 % japónica y un 40 % índica) con una producción total de arroz cáscara de 808 167 toneladas (un cuarto de la europea), dando un rendimiento medio de 7.69 t ha<sup>-1</sup>. Hay que destacar la evolución casi paralela de la superficie y la producción total de arroz en España (**Figura 1.3**), poniendo de manifiesto un índice de rendimiento constante a lo largo del tiempo. En España, tanto la superficie dedicada al cultivo como la producción de arroz sufre una continua reducción con respecto a las campañas precedentes. Produciéndose una reducción en 17 188 ha desde la campaña 2009/2010.



**Figura 1.3.** Evolución de la producción y superficie de arroz en España, anuario (MAPA, 2020).

Analizando los datos por Comunidades Autónomas, la de mayor superficie y producción es Andalucía (40 190 ha y 343 260 t, respectivamente), seguida de Cataluña con unas 20 555 ha, y en tercer lugar Extremadura con unas 18 807 ha (**Tabla 1.2**). En las Comunidades como Valencia, Aragón o



Cataluña existe notable aumento de las superficies cultivadas de grano redondo (Japónica) (MAPA, 2020).

**Tabla 1.2.** Superficie cultivada de arroz y producción de arroz cáscara en 2019 en España por Comunidades Autónomas y por subespecies (MAPA, 2020).

CC.AA.	Superficie (ha)			Producción (t)		
	Índica	Japónica	Total	Índica	Japónica	Total
<b>Andalucía</b>	27 408	12 782	<b>40 190</b>	234 465	108 795	<b>343 260</b>
<b>Aragón</b>	-	5 125	<b>6 061</b>	-	29 157	<b>29 157</b>
<b>Cataluña</b>	429	20 509	<b>20 555</b>	1 319	145 246	<b>146 565</b>
<b>Castilla-La Mancha</b>	-	97	<b>97</b>	-	640	<b>640</b>
<b>Extremadura</b>	12 207	6 600	<b>18 807</b>	105 940	40 016	<b>145 956</b>
<b>Murcia</b>	-	327	<b>327</b>	-	2 610	<b>2 610</b>
<b>Navarra</b>	-	3 687	<b>3 687</b>	-	11 264	<b>11 264</b>
<b>Valencia</b>	-	15 769	<b>15 769</b>	-	128 645	<b>128 645</b>
<b>ESPAÑA</b>	42 064	62 948	<b>105 493</b>	341 724	466 443	<b>808 097</b>

Actualmente, el sector arrocero atraviesa serios problemas de rentabilidad debido al estancamiento de los precios internacionales (FAO, 2018b), sumado a los continuos aumentos en los costes de producción, que se extienden a todas las actividades agrarias. Las cifras sobre la repercusión económica del sector arrocero en España alcanzan hasta los 252 millones de € (MAPA, 2020).

#### 1.1.6.1. Andalucía

Andalucía con más de 40 000 ha dedicadas al cultivo del arroz es la primera región productora de este cereal en España. Este cultivo genera en la región una mano de obra que entre fija y discontinua alcanza las 441 188 peonadas al año, con una producción media en 2018 de 8.54 t ha<sup>-1</sup>, lo que la sitúa como la región más productiva de España por unidad de superficie. Este cultivo supone en esta región una facturación bruta de 145 millones de euros, sin contar la facturación de empresas de fitosanitarios, empresas de servicios

y otras. La zona arrocerá andaluza se extiende a ambos márgenes del río Guadalquivir, principalmente en la comarca de Las Marismas (Sevilla). Esta región suele representar más del 37 % del total nacional, pero las restricciones en el agua de riego, unidas a la salinidad de los suelos pueden llegar a reducir la superficie cultivada hasta en un 50 % en los años de sequía. Así en 2007 se cultivaron 23 680 ha de las 40 000 ha registradas en la campaña 2018.

En general, las condiciones climáticas de esta región son bastantes benignas para el cultivo del arroz, aunque se presentan algunos problemas durante la siembra por la presencia de fuertes vientos de levante, que dificultan el enraizamiento de las plántulas, y durante la recolección por la presencia de las primeras lluvias otoñales.

#### **1.1.6.2. Extremadura**

Extremadura se ha consolidado en los últimos años como una potencia nacional en el cultivo del arroz, concentrándose su producción principalmente en las Vegas Altas del Guadiana. Prácticamente todo el cultivo de arroz de esta comunidad se concentra en la provincia de Badajoz (78 %), mayoritariamente en las proximidades de Don Benito, Medellín y Villanueva de la Serena. En esta región, se dedica una superficie de unas 19 000 ha al cultivo del arroz, generando una mano de obra de 234 905 peonadas al año, con una producción media de 7.76 t ha<sup>-1</sup>, facturando de forma directa unos 44 millones de euros, sin contabilizar la facturación de empresas de fitosanitarios o servicios relacionados. Este hecho pone de manifiesto el gran interés económico y social que representa este cultivo en la región de Extremadura.

### **1.2. Problemática del cultivo tradicional**

El cultivo del arroz se realiza mayoritariamente mediante técnicas convencionales de laboreo y con riego por inundación (sistema anaeróbico). Este tipo de sistema, conlleva asociado un gran consumo de agua, de manera que para producir un kilogramo de arroz se necesita entre 3 000 y 5 000 litros de agua (IRRI, 2007), situándose el consumo medio de agua para una hectárea de arroz en 24 000 m<sup>3</sup> al año. Esta situación se hace insostenible debido a la

progresiva disminución en la disponibilidad de los recursos hídricos, que por otra parte se acentúa en los países de ambiente mediterráneo (Martínez-Cortijo y Ruiz-Canales, 2018). De hecho, un estudio realizado por Guo et al. (2021) al analizar el efecto del cambio climático en las producciones de arroz, concluyen que Europa es un área de alto riesgo debido fundamentalmente a los periodos de sequia, los cuales podrían causar pérdidas de rendimiento en el cultivo del arroz superiores a un 13 %.

Uno de los objetivos principales del sistema anaeróbico en su origen, fue el control de las malas hierbas adventicias, pues la lámina de agua constante hacía imposible la germinación de algunas especies herbarias de competencia directa con la explotación del cultivo de arroz, pero favoreciendo la presencia de otras especies con caracteres reproductivos en ambientes acuáticos o semiacuáticos. Con el paso del tiempo, y debido a que el manejo de los suelos destinados al cultivo del arroz tradicional suele realizarse en monocultivo, la maleza se ha adaptado al sistema anaeróbico, siendo por tanto el control de las malas hierbas difícil y costoso, requiriendo un uso importante de herbicidas (Blanco, 2014). Además, actualmente, el uso de herbicidas en muchas ocasiones no garantizan un correcto control sobre la maleza, pues un uso continuado de los mismos ha derivado a la aparición de fenómenos de resistencias a los herbicidas en muchas especies de malezas (Iwakami et al., 2015). De hecho, se ha informado de resistencia al inhibidor de la acetil CoA carboxilasa (ACCase) en 46 especies y, con respecto al inhibidor de la acetolactato sintasa (ALS) en 145 especies (Heap, 2014), siendo ambos modos de acción de los más importantes en el cultivo del arroz (Busi et al., 2006). Concretamente, en Extremadura, existen estudios que han confirmado la resistencia a la ACCase en *Echinochloa* spp. y en *Leptochloa* spp. y a la ALS en *Cyperus difformis* recomendando la rotación de cultivos para retrasar la evolución de las resistencias (Osuna et al., 2016).

Esta situación provoca en numerosas ocasiones un uso inadecuado y excesivo de los herbicidas, lo que puede derivar en procesos de contaminación de aguas superficiales y subterráneas por herbicidas. Así, Capri et al., (1999) realizaron una revisión de la mayoría de los datos publicados sobre monitorización de plaguicidas en arrozales mostrando contaminación difusa

de aguas con niveles de plaguicidas entre 0.1 a 30  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Resultados similares se han publicado para las principales áreas arroceras de España (Manosa et al., 2001; Terrado et al., 2009) detectando niveles de herbicidas, como la bentazona y el propanil superiores a los límites establecidos.

Con respecto a las labores a realizar para la implantación del cultivo, en primer lugar se lleva a cabo un nivelado de la parcela, con el objetivo de alcanzar una pendiente inferior del 0.1 %. A final del invierno o principio de la primavera, se realizan varios pases cruzados con grada de disco con el objetivo de disgregar y homogeneizar el suelo. Finalmente, una vez cosechado el cultivo, se realizan operaciones de “fangueo”, que consisten en un batido de la superficie del suelo para enterrar el rastrojo y la paja procedente del cultivo del año anterior.

Por tanto, los sistemas productivos tradicionales utilizados en el cultivo del arroz someten al suelo a un laboreo continuado. En general, está demostrado que realizar operaciones de laboreo de manera intensiva puede reducir la calidad del suelo (Patra et al., 2019). Esta situación está relacionada con descensos en el contenido de materia orgánica y nutrientes del suelo, incremento en la resistencia a la penetración por creación de suelas de labor y costras superficiales tras el secado. Así como, un incremento de la acidez y una disminución de la actividad microbiana (Bezdicsek et al., 2003). Además, estas operaciones de laboreo consumen gran cantidad de combustible, por lo que reducirlas llevaría asociado una menor tasa de emisión de gases de efecto invernadero (Rathore et al., 2014).

Otro aspecto a tener en cuenta es la presencia de metales pesados en los granos de arroz, siendo este un aspecto clave en la seguridad alimentaria mundial, estando regulado por el reglamento número 1831/2003 de la Comisión Europea de 19 de diciembre, por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios.

Se ha demostrado que el arroz es una de las principales fuentes de arsénico inorgánico en la dieta humana (Sambu y Wilson, 2008, Meharg y Raab, 2010; Ali et al., 2019b), debido a su elevada movilidad en condiciones

anaeróbicas (Moreno-Jiménez et al., 2014) y su facilidad para translocarlo al grano (Williams et al., 2007; Antoniadis et al., 2019), parte de la planta que es dedicada al consumo humano. Sin embargo, la biodisponibilidad del Cadmio disminuye en los ambientes anaeróbicos en comparación con los aeróbicos, debido fundamentalmente a diferencias en el pH edáfico, la presencia de sulfuros (Moreno-Jiménez et al., 2014), y por la solubilidad de los metales en función del potencial redox del suelo (Hu et al., 2013; Qui et al., 2014).

Por otro lado, la producción de arroz es uno de los principales contribuyentes a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), especialmente en el caso del metano ( $\text{CH}_4$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (Zhang et al., 2010; Fangueiro et al., 2017; Struck et al., 2020). De hecho, la producción de  $\text{CH}_4$  en el suelo ocurre exclusivamente en condiciones anaeróbicas y depende de varios parámetros del suelo (Mitra et al., 2002; Fangueiro et al., 2017; Zhang et al., 2020b), siendo necesario que se den condiciones anaeróbicas en el suelo con potenciales redox inferiores a -200 mV para que las bacterias metanogénicas produzcan  $\text{CH}_4$  (Kreye et al., 2007; Valenzuela et al., 2020). De los cerca de 230 000 Mg de  $\text{CH}_4$  que se emitieron en los arrozales de la UE en 2012, el 25 % se emitieron en España (FAOSTAT, 2015).

Debido a toda esta problemática, uno de los principales desafíos a los que se enfrenta el cultivo del arroz es desarrollar sistemas alternativos de cultivo que puedan reducir los efectos negativos de los sistemas tradicionales con el fin de garantizar la sostenibilidad del cultivo del arroz, y mejorar la competitividad del sector (Sanchez-Llerena, 2016; Nan et al., 2020).

### **1.3. Sistema de manejo alternativo al cultivo tradicional**

#### **1.3.1. Siembra Directa**

La agricultura de conservación persigue como objetivo alcanzar una productividad mejorada y sostenible, así como una mayor rentabilidad económica reforzando, al mismo tiempo, los recursos naturales y el medio ambiente. Dentro de la agricultura de conservación existe una técnica de cultivo que se denomina siembra directa (SD) (**Figura 1.4**) caracterizada por el no laboreo del terreno, de manera que la siembra se realiza directamente sobre

el rastrojo del año anterior. Se trata de una técnica ampliamente utilizada para controlar la degradación del suelo, aumentar la capacidad de retención de agua (López-Garrido et al., 2014), y para mejorar la dinámica de los microorganismos del suelo debido a condiciones ambientales más beneficiosas (Helgason et al., 2010; Guo et al., 2015). Por tanto, el sistema de SD (**Figura 1.4**) puede dejar cambios en las propiedades de los suelos, y a su vez, por tanto en la productividad del cultivo. En general, las técnicas de no laboreo, aumentan el nivel de materia orgánica del suelo y mejoran, por tanto, la estructura del mismo, siendo este hecho de una gran importancia, pues de estas propiedades dependen, la capacidad de retención de agua, la capacidad de intercambio catiónico, y el soporte físico de las raíces, entre otros aspectos. Así, la técnica de SD puede ser más interesante aún si cabe, en países de ambiente Mediterráneo, en donde 25 millones de hectáreas sufren procesos de erosión graves (Muñoz et al., 2007), debido fundamentalmente, a que los suelos agrícolas presentan un contenido muy bajo en materia orgánica (FAO, 2017; Costantini et al., 2020)



**Figura 1.4.** Distintos cultivos en siembra directa, de izquierda a derecha y orden descendente; trigo, calabaza y arroz.

Sin embargo, a menudo los resultados observados entre los sistemas de laboreo convencional y de conservación, han sido a menudo contradictorios (Sánchez-Llerena et al., 2016). Muñoz et al. (2007) observaron que bajo el sistema de SD la resistencia a la penetración se veía reducida de forma significativa en relación a lo observado bajo laboreo convencional, en un suelo de ambiente mediterráneo. Mientras que Suzuki et al. (2013) registraron un mayor grado de compactación en aquellos suelos bajo la técnica de SD. Brouder y Gomez-Macpherson (2014) encontraron que la compactación del suelo bajo sistemas de no laboreo puede reducir la producción en el cultivo del arroz, influir negativamente en el crecimiento radicular. En contra, Linh et al. (2015) observaron que el monocultivo de arroz bajo sistema tradicional (laboreo e inundación) puede incrementar la compactación del suelo y reducir por tanto los rendimientos agronómicos. Además, Sanchez-Llerena et al.



(2016) observaron que el tiempo de implementación fue un factor muy relevante a la hora de determinar el efecto de los diferentes sistemas de producción sobre el rendimiento agronómico del arroz. Del mismo modo, existen diferentes estudios donde han informado que a corto plazo, las producciones en diferentes cultivos como el arroz, trigo y maíz se han visto reducidas bajo sistemas de no laboreo (Linden et al., 2000; Song et al., 2018).

Uno de los aspectos que se ha identificado como clave en relación a las posibles reducciones de la producción de arroz bajo sistemas de siembra directa, ha sido el manejo de las malas hierbas (Singh et al., 2016). Sin embargo, la mayoría de investigaciones apuntan a la rotación de cultivos con el objetivo de conseguir un control más efectivo de las malas hierbas (Wu et al, 1999; Narwal et al., 2000; Singh et al., 2019b) siendo más factible realizar dicha rotación de cultivos bajo sistemas de agricultura de conservación. De hecho, autores como Kumar et al. (2017) han utilizado varios herbicidas indicados para el cultivo del arroz, con los que controlar las malezas bajo manejos de agricultura de conservación, resultados que concluyeron indicando que la alternancia de cultivos, podría suponer un cambio en la estrategia de control a las malas hierbas, debido a la aptitud de herbicidas indicados en los posibles cultivos indicados (Singh et al., 2019b). Sin embargo, la pérdida de rendimiento en el cultivo del arroz bajo sistemas de siembra directa en relación a los sistemas tradiciones es muy variable y pueden ser desde insignificantes hasta un 42 %, dependiendo de las prácticas de manejo, el tipo de suelo y las condiciones climáticas (Xu et al., 2019).

Por otra parte, las actividades agrarias son las responsables de cerca de un 25 % de las emisiones de gases de efecto invernadero a nivel mundial (FAO, 2020). En el cultivo del arroz se emite CO<sub>2</sub> a la atmósfera por la mayor descomposición de la materia orgánica debido al laboreo continuado del suelo, así como por la habitual quema de rastrojos. No obstante, la técnica de siembra directa, donde el laboreo y la quema de estos rastrojos no se producen, podría ser una estrategia efectiva para reducir las emisiones de CO<sub>2</sub> (Al-Kaisi y Yin, 2005). Sin embargo, existen estudios donde no se han observado diferencias en los flujos de emisión de CO<sub>2</sub> en el cultivo del arroz entre sistemas labrados y no labrados (Li et al., 2010) o incluso con mayores tasas de emisión en



condiciones de no laboreo (Oorts et al., 2007), probablemente debido a la mayor actividad microbiana en los suelos bajo técnicas de agricultura de conservación. Pues, los flujos de CO<sub>2</sub> de los suelos agrícolas son el resultado de interacciones complejas entre el clima y varias propiedades; biológicas, químicas y físicas del suelo (Oorts et al., 2007).

Todo ello pone de manifiesto, que existen una serie de consideraciones a tener en cuenta a la hora de implementarse diferentes sistemas de manejo para el cultivo del arroz, siendo necesario adaptarse a las condiciones específicas del suelo y clima de cada escenario en particular (López-Garrido, 2010).

### **1.3.2. Sistemas aeróbicos**

Uno de los principales objetivos en el cultivo del arroz es reducir su consumo de agua, pues este cultivo consume alrededor del 50 % del agua de riego utilizada a nivel mundial (Barker et al., 1999). Esto podría ser debido a las elevadas pérdidas de agua (>80 % del agua aplicada) por evaporación y percolación, obtenidas con el sistema de riego anaeróbico (inundación), convirtiéndolo en un tipo de riego muy improductivo, que se encuentra amenazado por la progresiva disminución de la disponibilidad del agua. Esta situación se encuentra acentuada en países de ambiente mediterráneo, donde los recursos hídricos se encuentran muy restringidos, compitiendo con otros sectores (domésticos, industriales, y ambientales) por dichos recursos, y comprometiendo, por tanto el desarrollo social, ecológico y económico de esos territorios (Ison et al., 2007).

En estas condiciones, la productividad del agua adquiere una gran relevancia, incluso superior a la productividad del cultivo, por lo que reducir el consumo de agua y aumentar su productividad son algunos de los retos a los que se enfrenta el sector arrocero. En este sentido, reducir el consumo de agua en la producción de arroz puede tener un elevado impacto social y ambiental, sobre todo si el agua ahorrada puede ser desviada a áreas con mayor escasez. Se estiman que una reducción del 10 % en la cantidad de agua utilizada para el cultivo del arroz ahorraría alrededor de 396 000 millones de

m<sup>3</sup> de agua, lo que corresponde al 25 % del agua dulce destinada en el mundo para usos no agrícolas (Klemm, 1999). Sin embargo, se necesitan variedades adecuadas para mantener los niveles de rendimiento, estrategias más apropiadas para una mejora genética integral para desarrollar dichas variedades de arroz (Dharmappa et al., 2019).

El IRRI, desarrolló la “tecnología de arroz aeróbico” para hacer frente al elevado consumo de agua del sistema anaeróbico. En los sistemas de arroz aeróbico, el cultivo se implanta en una zona no inundada (Rajakumar et al., 2009), como un cultivo de secano con aportes adecuados y complementarios de riego cuando las precipitaciones son insuficientes (Bouman, 2007). Esta nueva técnica podría ser una estrategia muy importante, especialmente en zonas de ambiente mediterráneo, caracterizadas por su clima semiárido (Sanchez-Llerena et al., 2016). No obstante, una estrategia cada vez más puesta en práctica, es la adición de residuos orgánicos a los suelos agrícolas, que se está convirtiendo en un actividad sostenible para la eliminación de subproductos industriales, además de mejorar las propiedades físicas y químicas, y aumentar la productividad del suelo (Abu-Rumman, 2016). Además, la aplicación de residuos orgánicos podría aumentar la capacidad de retención de agua en los suelos, compensando así el posible déficit hídrico al que estaría expuesto el cultivo bajo el sistema aeróbico, lo que podría suponer un incremento en la productividad del agua y del cultivo.

A nivel mundial se ha estudiado el cultivo de arroz con riego aeróbico (por aspersión) en países como: Australia, Brasil, China, EE.UU. e Italia, obteniendo resultados muy dispares que demuestran que esta técnica de cultivo se comporta de manera diferente en función del tipo de suelo, del clima, y del manejo. En general, parece existir una disminución del rendimiento agronómico respecto al riego por inundación, que varía entre un 10 y un 50 % (McCauley, 1990; Vanitha, 2014; Maneepitak et al., 2019).

En Malasia, Mahmud et al. (2014) compararon los rendimientos del arroz entre ambos sistemas, observando que los rendimientos del sistema aeróbico no llegaron al 50 % del rendimiento obtenido mediante el sistema anaeróbico, debido a una reducción significativa del número de espiguillas

por panículas y de la fertilidad de las flores. En Brasil, el riego aeróbico se utiliza en una parte importante de la superficie dedicada al cultivo de este cereal (Arf et al., 2003), en zonas con una pluviometría elevada (cerca de 1 000 mm), donde las dosis de riego aplicadas son bajas ( $< 3\,000\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ ), con unos rendimientos de 3 a 5  $\text{t ha}^{-1}$  (Crusciol et al., 2003).

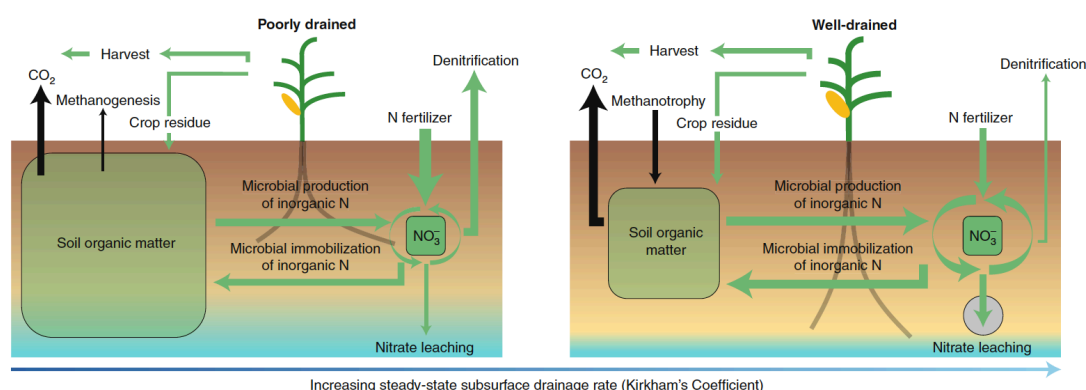
George et al. (2002) indicaron que en China se alcanzaron rendimientos de  $7\text{ t ha}^{-1}$  en cultivos de arroz mediante sistemas aeróbicos. Datos recientes de la FAO (2014) indicaron que se cultivan bajo riego aeróbico 80 000 ha en China y 250 000 ha en Brasil. En Estados Unidos, Wescott y Vines (1986) observaron una mayor incidencia de *Rhizoctonia Solani* en el arroz aeróbico, provocando un menor rendimiento en comparación con el sistema anaeróbico. Sin embargo, en Italia, Spanu y Pruneddu (1996), estudiaron distintas variedades como Thaibonnet hallando rendimientos superiores a  $8\text{ t ha}^{-1}$  durante el ciclo de cultivo, bajo sistemas aeróbicos, lo que suponen hasta un 50 % en ahorro de agua frente al riego anaeróbico. Según las experimentaciones desarrolladas por Blanco (2014), en la zona media del valle del Ebro (Zaragoza), las variedades Guadiamar, obtuvieron rendimientos idóneos para garantizar una adecuada rentabilidad, con un consumo de agua entre  $7\,000$  y  $9\,000\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ , con una productividad media del agua de  $0.750\text{ g L}^{-1}$ . Similarmente, Froes de Borja Reis et al. (2018) cultivaron arroz en Brasil bajo cinco regímenes de riego diferentes observando que los mayores rendimientos de grano se obtuvieron en el arroz aeróbico con  $9.10\text{ Mg ha}^{-1}$  frente a los  $8.60\text{ Mg ha}^{-1}$  registrados bajo condiciones anaeróbicas, mientras que el resto de regímenes de riego (riegos intermitentes con diferentes periodos de llenado y vaciado) presentaron un promedio de  $8.40\text{ Mg ha}^{-1}$ . Por lo tanto, comprender las condiciones que conducen a la reducción del rendimiento es importante para la adopción de estas estrategias.

Sánchez-Llerena et al. (2016), bajo condiciones de clima mediterráneo, observaron que la implementación a corto plazo del riego aeróbico ( $<3$  años) combinada con el manejo de agricultura de conservación (siembra directa) provocó unos rendimientos en el cultivo del arroz inferiores a los obtenidos mediante laboreo convencional y riego anaeróbico ( $4.80$  y  $6.60\text{ Mg ha}^{-1}$ , respectivamente), aunque el mayor rendimiento se obtuvo en el tratamiento

que combinaba la siembra directa y el riego aeróbico con 7 años de implantación ( $9.80 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). Se han observado resultados similares sobre reducciones en los rendimientos bajo manejo de labranza cero a corto plazo con diferentes cultivos como arroz, trigo y maíz (Linden et al., 2000; Song et al., 2018). Estas diferencias se han explicado por el contenido de materia orgánica del suelo, debido a que a corto plazo es menor que tras la implementación a largo plazo (Xue et al., 2008). Por tanto, la aplicación de enmiendas orgánicas podría compensar este déficit, además de incrementar la capacidad de retención de agua a los suelos y contribuir así a incrementar la productividad y rendimientos hídricos, especialmente en regiones donde la disponibilidad de agua es limitada. Sin embargo, determinar los efectos de las enmiendas orgánicas sobre la productividad del arroz es complicado debido a la gran cantidad de variables involucradas: condiciones climáticas, tipo de suelo, variedad de arroz, tipo de enmiendas orgánicas así como la tasa y tiempo de aplicación (Hazra et al., 2018).

Por otro lado, la tasa de emisión de gases de efecto invernadero (GEI) desde los campos de arroz puede verse influenciada significativamente por el manejo del agua (**Figura 1.5**), que podría alterar la disponibilidad de oxígeno del suelo, afectando así varios procesos subyacentes a la producción de GEI (Kato y Katsura, 2014). Sin embargo, en comparación con los manejos inundados, las inundaciones no continuas podrían reducir las emisiones de  $\text{CH}_4$  pero pueden aumentar las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  (Linguist et al., 2012a; Feng et al., 2013; Kritee et al., 2018). Estudios recientes afirmarían que, las dosis actuales de fertilizantes nitrogenados, se correlacionaron negativamente con el rendimiento del arroz y con la producción de  $\text{CO}_2$  ó  $\text{CH}_4$  y se correlacionaron positivamente con la producción de  $\text{N}_2\text{O}$ , lo que sugiere una sobrefertilización química de nitrógeno (Wang et al., 2020). Aunque, los estudios realizados abarcan una variedad de prácticas y diseños experimentales, con diferentes resultados, lo que dificulta determinar una respuesta global a partir de experimentos individuales (Jiang et al., 2019). Aún así, las prácticas agrícolas como la labranza intensiva, el uso desequilibrado de fertilizantes, el riego excesivo, el alto uso de energía, etc., pueden aumentar la emisión de GEI en un 37 % para 2050 en el planeta (Frank et al., 2019), siendo por tanto necesario

la búsqueda de alternativas que minimicen las emisiones de GEI y que a su vez mantengan unos niveles de producción adecuados.



**Figura 1.5.** Influencia del drenaje en los procesos biológicos del suelo (Castellano et al., 2019).

Por otro lado, la gestión del agua en el cultivo del arroz puede afectar a la concentración de metales en los granos de arroz y por tanto en la seguridad alimentaria. Moreno-Jiménez et al. (2014) observaron que los sistemas aeróbicos podrían reducir con respecto a los sistemas anaeróbicos la concentración de arsénico inorgánico en los granos de arroz, pero sin embargo, la concentración de cadmio podría verse incrementada. Del mismo modo, Spanu et al. (2012) observaron una mayor concentración total de arsénico en grano bajo sistema de riego anaeróbico en comparación con riegos intermitentes. Igualmente, Ishfaq et al. (2021) determinaron que el cultivo de arroz bajo siembra directa con sistemas de riego aeróbico podrían ayudar a mejorar la calidad del grano, además de reducir el consumo de agua y la acumulación de metales pesados.

Según Liu et al. (2020), en muchas zonas de China, mayor productor de arroz a nivel mundial, el agua de riego está comúnmente contaminada con cadmio y arsénico, contribuyendo significativamente al exceso de metales pesados en los granos de arroz. La aplicación de elementos como silíceo, hierro o manganeso, podrían limitar la absorción de arsénico por parte del cultivo de arroz, (Kumarathilaka et al., 2019). Además, en suelos con un elevado contenido en materia orgánica, los niveles de cadmio en los granos de arroz podrían verse reducidos (Park et al., 2011). De hecho, Liu et al. (2020)

propusieron el uso de cationes en combinación con ácidos húmicos como una estrategia eficiente para eliminar la presencia de metales en las aguas de riego.

## **1.4. Residuos orgánicos**

El bajo contenido de materia orgánica es una característica común de los suelos de ambiente Mediterráneo, situación que puede conducir a una mayor degradación de estos suelos, así como a limitar la fertilidad y la productividad de los mismos. Por lo tanto, las prácticas agrícolas basadas en aportes periódicos de enmiendas orgánicas son muy recomendables para los agroecosistemas mediterráneos (Kavvadias et al., 2018).

Actualmente, la posibilidad de aplicar residuos orgánicos procedentes de las industrias agroindustriales a los suelos agrícolas tiene una gran importancia debido al costo, generalmente alto, o imposibilidad de alternativas tales como el estiércol animal (Delgado-Moreno y Peña, 2008).

### **1.4.1. Residuos generados en la extracción del aceite de oliva**

España es el primer productor (1 793 400 toneladas) y exportador de aceite, con una producción de 570 153 toneladas de aceituna de aderezo, contando con la mayor superficie de olivar (2 554 800 ha) suponiendo el 92 % a las aceitunas de almazaras y el 8 % de la superficie a las aceitunas de mesa. A nivel nacional, el olivar es el segundo cultivo de tierras arables, después de los cereales. Andalucía es la primera comunidad con mayor superficie de olivar, alrededor de un 60 % de la superficie nacional, seguida de Extremadura, según datos del Anuario de Estadística, (MAPA, 2019) y (AICA, 2019).

Además de su enorme proyección territorial, el cultivo del olivo y sus producciones, el aceite de oliva y las aceitunas de mesa, configuran uno de los principales sectores del sistema agroalimentario español, tanto por su importancia económica, el valor de la producción del sector del aceite de oliva se sitúa en torno a 1 886 millones de € como promedio de 2007 a 2012 (MAPA, 2019), como el impacto social y medioambiental.

La enmienda orgánica utilizada en el presente trabajo procede del proceso de obtención del aceite de oliva. Con el fin de conocer el origen de la misma, se expone brevemente el proceso de obtención de los aceites de oliva sin analizar todas las etapas que configuran el proceso de elaboración de este tipo de aceite. La primera etapa de la elaboración del aceite la constituye la preparación de la pasta y consta de dos fases: molienda y batido.

- **Molienda**

La molturación o triturado es la primera etapa de gran importancia en el procesamiento de las aceitunas. Se produce la rotura de los tejidos de la aceituna donde se aloja la materia oleosa, poniendo ésta en disposición de agruparse y de ser fácilmente separada por métodos exclusivamente mecánicos.

- **Batido**

Tras la molienda, la pasta de aceitunas molidas constituye una masa heterogénea con bolsas de aceite, una fase acuosa, huesos y componentes sólidos de la pulpa de la aceituna. El batido consiste en una agitación continua y lenta de la pasta de aceitunas que permite, por un lado, la reunión de las gotas de aceite liberadas por la molienda, formando gotas gruesas, incluso formando una fase continua oleosa desligada de los sólidos y, por otro lado, la rotura de la emulsión aceite/agua.

- **Separación de fase Sólida / Líquida**

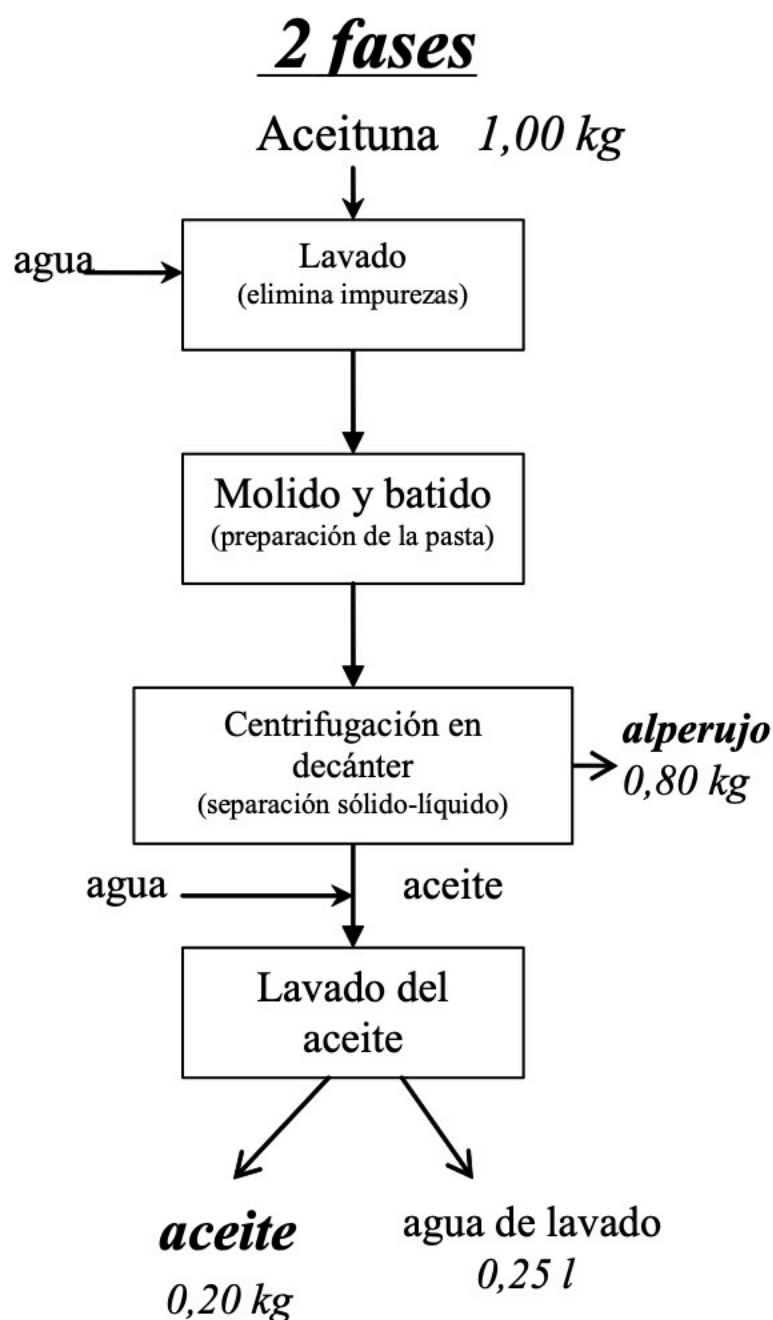
En los sistemas continuos que operan por centrifugación de la pasta, la separación del líquido se obtiene por diferencia de densidades de los distintos elementos que componen la pasta de aceituna. Existen varios tipos de sistemas de separación que son:

**Sistema de tres fases o salidas:** se denomina así al sistema de centrifugación equipado con un decanter que posee tres salidas

independientes de productos separados durante la centrifugación y constituidos por una fase sólida “orujo” formada por huesos de aceituna y piel, y dos partes líquidas “aceite” y “agua de vegetación o alpechín” (el agua añadida y el agua contenida en el fruto). Este sistema utiliza una determinada adición de agua caliente a la masa antes de entrar en el decanter, con el fin de fluidificarla y obtener una mejor separación de las fases líquidas.

**Sistema de dos fases o salidas:** se denomina así al sistema que posee un decanter con dos salidas independientes de productos, constituidos por el “aceite” y el residuo “alperujo”. Este equipo no utiliza generalmente agua de adición y no produce alpechín líquido, quedándose esta fase líquida ocluida en el alperujo producido como se refleja en la (**Figura 1.6**). Con este nuevo sistema se reduce significativamente parte del efluente y su carga contaminante en las almazaras, produciéndose a cambio un subproducto/residuo sólido con elevado grado de humedad, conocido con el nombre de alperujo.

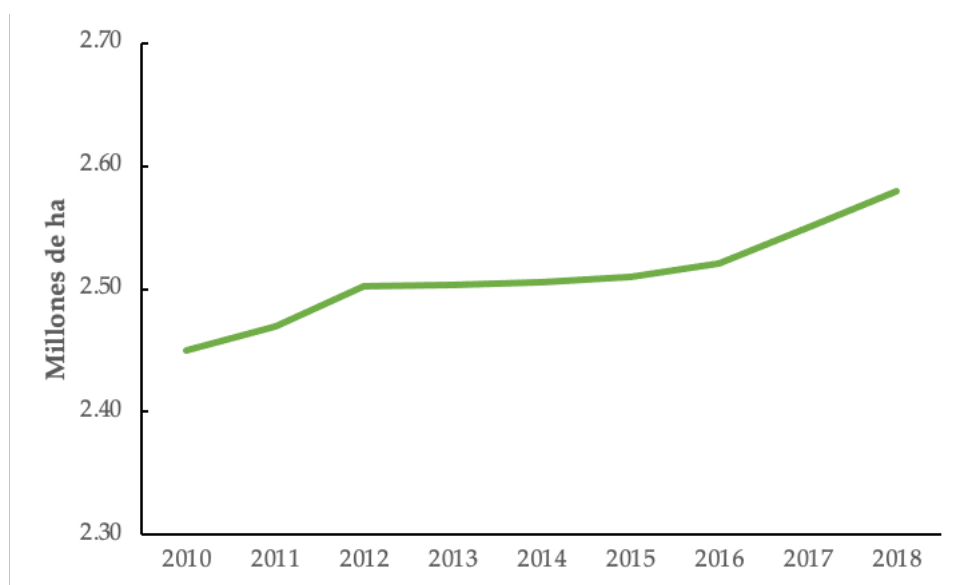




**Figura 1.6.** Esquema del sistema de dos fases para la extracción de aceite de oliva (Alburquerque et al., 2004).

La industria oléicola, al menos en España, ha optado de manera casi generalizada, por los sistemas de extracción de dos fases, en busca de una simultánea reducción de costes y mejora de la calidad. Se estima que en la región Mediterránea se producen más de 15 Mt de residuos procedentes de la aceituna normalmente entre los meses de octubre y enero de cada año (Volpe

et al., 2018). Tradicionalmente, estos residuos se han utilizado ampliamente como fuente de combustible. Sin embargo, problemas medioambientales, como las emisiones de GEI derivados de la quema de residuos han dado lugar en restricciones para esa práctica y, en consecuencia, el precio de estos residuos se ha reducido. Por lo tanto, y debido también al auge de las plantaciones del olivar, aumentando hasta 130 000 ha en 8 años según datos del anuario estadístico del MAPA, 2019 (**Figura 1.7**) y sumado a que las nuevas culturas de explotación son en su mayoría manejos de alta intensidad de plantas de olivar, lo que potencia las producciones de aceitunas, así como las de los residuos generados en las almazaras. surge la eminente necesidad de elaborar estrategias de aprovechamiento y reutilización para estos subproductos. Debido al elevado contenido en materia orgánica (90 %) que presentan estos subproductos, así como a la ausencia de microorganismos patógenos y metales pesados, su aplicación a los suelos agrícolas como enmienda orgánica, puede ser una excelente alternativa para su eliminación (López-Piñeiro et al., 2002; 2011b; Peña et al., 2019), mejorando al mismo tiempo la calidad de los suelos pobres en materia orgánica (Cañero et al., 2012; Li et al., 2020b).



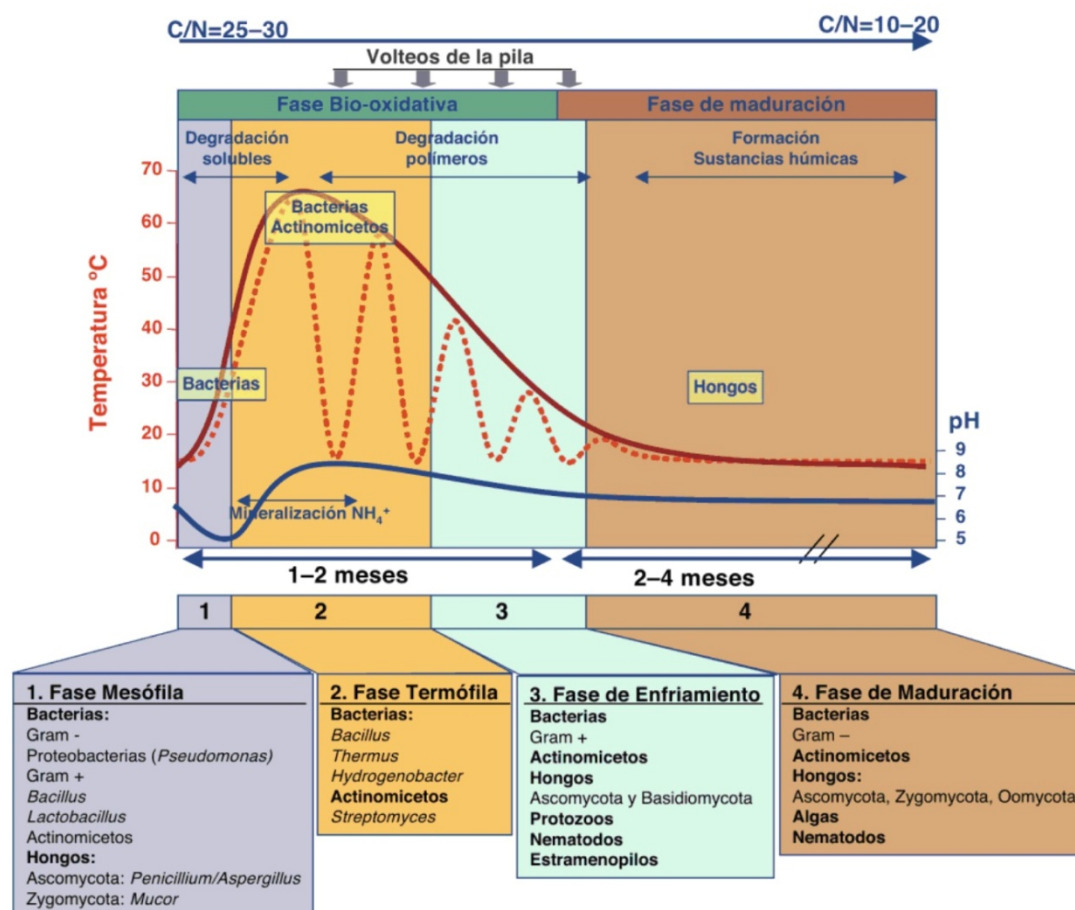
**Figura 1.7.** Evolución de la superficie total de olivar en España (MAPA, 2020).

Sin embargo, la aplicación directa de alperujo fresco puede ocasionar ciertos inconvenientes, como son incrementos en la salinidad del suelo e inmovilización del nitrógeno y del fósforo lo que puede dar lugar a

deficiencias en los cultivos, provocando descensos en sus rendimientos (López-Piñeiro et al., 2006; Tejada y González, 2006). Además, la pequeña pero activa fracción fenólica que presenta el alperujo fresco podría causar problemas de fitotoxicidad en los cultivos si se aplica sin una descomposición preliminar (Hong-Yang et al., 2017). Por todo ello, el reciclado y valorización del alperujo mediante el proceso de compostaje, permitiendo obtener un compost estable y de calidad que pueda ser incorporado de nuevo a la cadena productiva mediante su aplicación a los suelos agrícolas como enmienda orgánica, puede ser una gran alternativa en el aprovechamiento de este residuo. Esta estrategia podría ser de especial importancia para el mantenimiento de los suelos agrícolas de ambiente mediterráneo, pues además de su efecto positivo de almacenar C en el suelo, podría ayudar a prevenir los procesos de degradación de los mismos. Por otro lado, estas prácticas de gestión, están acordes con las directrices marcadas por la Unión Europea en relación con el sistema de economía circular, promoviendo la conservación de los recursos y la reutilización de los residuos, fomentando el desarrollo sostenible (Hueso-González et al., 2018).

#### **1.4.2. Valorización del alperujo como enmienda orgánica: compostaje**

El compostaje de desechos orgánicos es una estrategia de gestión vinculada a los modelos de economía circular, a través de la transformación de estos desechos en un producto orgánico, compost, que puede usarse como fertilizante, enmienda del suelo o medio de cultivo (Puyuelo et al., 2019). El compostaje se trata de un proceso biológico de fermentación en presencia de oxígeno (**Figura 1.8**).



**Figura 1.8.** Sucesión microbiana y ambiental durante el compostaje (Moreno y Mormeneo, 2008).

Durante este proceso se suceden una serie de etapas caracterizadas por la actividad de distintos organismos, existiendo una relación muy estrecha entre la temperatura, el pH y el tipo de microorganismos (**Figura 1.8**). Así, al principio del proceso la masa está a temperatura ambiente, los microorganismos que contienen empiezan una actividad frenética que hace que la temperatura alcance valores termófilos (mayores de 40 °C) siendo las bacterias la que predominan. Posteriormente se produce una etapa de enfriamiento donde actúan fundamentalmente los hongos y por último se da una fase de maduración o estabilización donde la masa vuelve a temperatura de ambiente.

## **Proceso de Compostaje**

Según el Boletín Oficial del Estado (BOE) el alperujo compostado es un producto obtenido por descomposición biológica y estabilización de la materia orgánica procedente del alperujo, bajo condiciones que permitan un desarrollo de temperaturas termofílicas. Consiste por tanto, en la degradación de la materia orgánica mediante su oxidación y la acción de diversos microorganismos presentes en los propios residuos, a través de una serie de fases que se presentan a continuación.

- **Fase mesófila**

Periodo que necesitan los microorganismos para aclimatarse a su nuevo medio, consiguiendo así una multiplicación y colonización de los residuos. Esta fase viene durando de dos a cuatro días y, se inicia con la degradación por parte de las bacterias de los elementos más biodegradables. Como consecuencia de la acción de estas primeras bacterias mesófilas (temperaturas aproximadas hasta 50 °C) se comienza a calentar la pila de residuo y se observa la emanación de vapor de agua en la parte superior de la materia vegetal.

- **Fase termófila**

Las condiciones del ambiente y el material de partida supeditan si el tipo de fermentación es lenta o rápida. Como consecuencia de la intensa actividad de las bacterias y el aumento de la temperatura logrado en las pilas de residuos, provoca la aparición de organismos termófilos. Estos organismos (bacterias y hongos) actúan a temperaturas mayores que las mostradas en la fase de latencia, 60 °C – 70 °C, produciendo una rápida degradación de la materia. La temperatura alcanzada durante esta fase del proceso garantiza la higienización y eliminación de gérmenes patógenos, larvas y semillas. Pasado este tiempo disminuye la actividad biológica y se estabiliza el medio.

- **Fase de enfriamiento y maduración**

Es un periodo de fermentación lenta, en el que la parte menos biodegradable de la materia orgánica se va degradando. La temperatura de la pila va disminuyendo lentamente al igual que la actividad de las bacterias, produciéndose la expansión de los organismos termófilos por toda la pila de compostaje, que ayudan a la degradación de esas partes menos biodegradables del residuo.

## **Parámetros del proceso**

Los agentes responsables de la transformación son seres vivos, siendo los factores que intervienen complejos, pudiendo señalar como importantes los siguientes:

- **Aireación**

El oxígeno es fundamental para que los microorganismos puedan descomponer eficazmente la materia orgánica. Con el fin de garantizar las exigencias de aireación del proceso, se llevan a cabo una serie de volteos mecánicos, así se consigue mantener la actividad microbiana, sin que aparezcan condiciones anaerobias, que además de entorpecer el proceso, dan lugar a la aparición de olores y a un producto de inferior calidad.

- **Humedad**

El agua es un medio indispensable para los organismos descomponedores, siendo aquí donde viven, se desplazan y se alimentan. Siempre hay que evitar una humedad elevada porque desplazaría al oxígeno y en consecuencia el proceso pasaría a ser anaeróbico, poniendo el residuo en condiciones de putrefacción.

- **Temperatura**

En cada fase del proceso intervienen una serie de microorganismos, cada uno de ellos con un rango de temperatura diferente.

Fase mesófila: 15-45 °C.

Fase termófila: 45-70 °C.

Fase de enfriamiento y maduración: menor a 40 °C.

En aquellos países con un alto porcentaje de producción agrícola y agroalimentaria, como España, es deseable que se desarrollen programas de reciclaje de residuos y subproductos con una mayor concienciación y efectividad en su tratamiento, con el fin de crear un mercado competitivo de productos fertilizantes derivados del tratamiento de los residuos biodegradables. En tal sentido, el Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015 (PNIR) recomienda el empleo de técnicas como el compostaje para el tratamiento de los residuos orgánicos, ya que se constituye una alternativa eficaz, respetuosa con el medio ambiente y viable desde el punto de vista económico, además de ser una buena herramienta para la elaboración de abonos y enmiendas orgánicas de calidad (Alburquerque et al., 2009a y b).

En Extremadura como en gran parte de la región mediterránea, los suelos agrícolas presentan por lo general una característica poco favorable, su bajo contenido en materia orgánica. Por tanto, una de las soluciones más eficaces para paliar este problema es, la adición de enmiendas y residuos orgánicos a los suelos, pues, además de mejorar las propiedades edáficas, suponen una vía sostenible de gestión y aprovechamiento de los residuos, con el consiguiente valor añadido (agronómico y ambiental), (López-Piñeiro et al., 2002, 2006). La materia orgánica del suelo, y especialmente las fracciones humificadas, constituyen una fuente importante de nutrientes, siendo por tanto, un factor clave para mantener o mejorar la fertilidad del suelo (Majbar et al., 2018). Así, Brunetti et al. (2005, 2007) observaron que la concentración de ácidos húmicos en el suelo y el rendimiento agronómico del trigo estaban relacionados positivamente. Del mismo modo, Fernández-Hernández et al. (2014) observaron como la aplicación de alperujo en el cultivo del olivar provocó un incremento del 15 % en la producción de aceite en comparación con los tratamientos con fertilización inorgánica. Del mismo modo, Proietti et

al. (2015) observaron como el estado nutricional del cultivo del olivo mejoró tras la aplicación de compost de alperujo por lo que el uso de fertilizantes químicos se podría reducir. Sin embargo, Wortman et al. (2017) observaron como en suelos con alto contenido en materia orgánica y en zonas de climas áridos, la aplicación de residuos orgánicos no afecta al rendimiento agronómico. Estudios llevados a cabo por Hasini et al. (2020) confirmaron que la aplicación de compost de alperujo en los suelos salinos, reducen el estrés de salinidad del suelo, debido al incremento de los ácidos húmicos y su poder quelante sobre el sodio.

Con respecto al cultivo del arroz, Sánchez-Llerena et al. (2016) atribuyeron los ligeros descensos en la producción de arroz bajo sistemas aeróbicos observados en los primeros años de implantación, al menor nivel de materia orgánica, pues a medio-largo plazo los rendimientos fueron superiores con correlaciones significativas con el contenido en materia orgánica, así como con la fracción humificada de la misma. Resultados similares fueron observados por Mi et al. (2019) quienes indicaron que la producción de arroz se encontraba positivamente relacionada con el contenido en carbono orgánico, ácidos húmicos y el índice de humificación del suelo, debido no sólo a la importancia de estas propiedades en la capacidad de intercambio catiónico, mejorando por tanto la biodisponibilidad de los macro y micronutrientes (Lal, 2006; khaled y Fawy, 2011), sino también a la mejora de las propiedades físicas del suelo, permitiendo un óptimo desarrollo radicular de la planta.

Por tanto, se demuestra como los cambios en el contenido de materia orgánica total del suelo inducidos por las prácticas agrícolas son importantes, los cambios en la calidad de la materia orgánica, también son de considerable importancia (Graham et al., 2002). Sin embargo, normalmente, la cantidad y calidad de la materia orgánica cambia muy lentamente, siendo necesario el transcurso de varios años para detectar alteraciones significativas, y más aún si cabe, sus efectos en los rendimientos agronómicos de los cultivos.



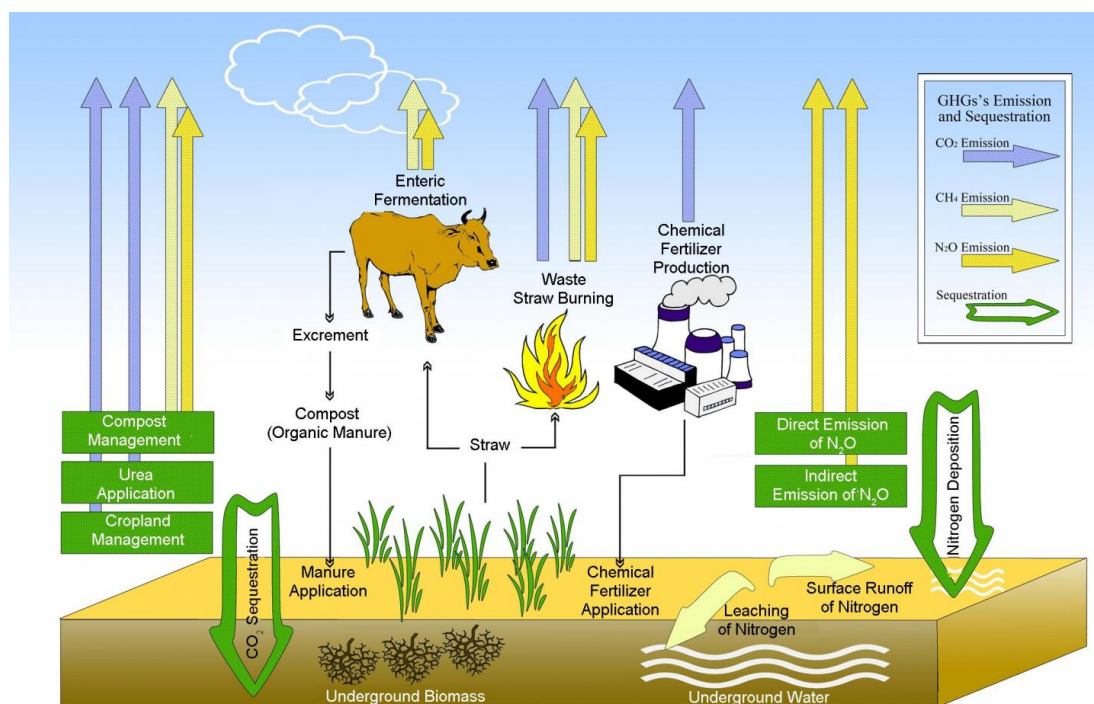
## 1.5. Emisión de los gases de efecto invernadero en el cultivo del arroz

En los últimos años ha habido una creciente preocupación por el calentamiento global y sus efectos sobre el planeta. El calentamiento global provoca un incremento de la temperatura del aire y del océano, deshielo generalizado, y aumento del promedio mundial del nivel del mar (IPCC, 2007a). La tierra ya se encuentra sujeta a una presión creciente del ser humano, que el cambio climático acentúa. Asimismo, según se afirma en el último informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2019), la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de todos los sectores, incluida la agricultura (**Figura 1.9**), es el único modo de mantener el calentamiento global muy por debajo de 2 °C. Según el grupo de expertos sobre el cambio climático, las dietas equilibradas basadas en alimentos de origen vegetal (como cereales secundarios, legumbres, frutas y verduras) y alimentos de origen animal producidos de forma sostenible en sistemas que generan pocas emisiones de GEI presentan mayores oportunidades de adaptación al cambio climático y de limitación de sus efectos. El calentamiento provocado por la actividad humana llegó en 2017 a aproximadamente 1 °C con respecto a los niveles preindustriales. Al ritmo actual, el aumento de las temperaturas globales llegará a 1.5 °C en torno a 2040.

Los niveles de GEI alcanzaron un nuevo récord en 2018, un año en el que los niveles de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), llegaron a 407 ppm, frente a las 405 ppm de 2017, según datos del boletín de GEI de la Organización Meteorológica Mundial (OMM, 2019). Además, las concentraciones de metano (CH<sub>4</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) se dispararon y ascendieron en mayores cantidades que durante los últimos diez años, según las observaciones de la red de la Vigilancia de la Atmósfera Global. Las concentraciones atmosféricas mundiales de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O han aumentado, notablemente, por efecto de las actividades antropogénicas desde 1750 (IPCC, 2007a). De proseguir con las emisiones de GEI en una tasa igual o superior a la actual, el calentamiento aumentaría y el sistema climático mundial experimentaría numerosos cambios, mayores que los observados (IPCC, 2007a). Es por ello que resulta necesario buscar nuevas alternativas para reducir las emisiones de GEI.

La agricultura y la ganadería son unas de las principales fuentes de emisión de GEI (**Figura 1.9**), a la atmósfera. El  $\text{N}_2\text{O}$  es uno de los gases más importantes, producidos en los suelos a partir de los fertilizantes nitrogenados; seguido del  $\text{CH}_4$ , generado principalmente en el proceso digestivo de los rumiantes y en la descomposición de la materia orgánica en campos de arroz inundados (Datta et al., 2009). El  $\text{CO}_2$  es producido principalmente en el proceso de combustión y en la descomposición de la materia orgánica y en la respiración de los seres vivos.

La agricultura, junto a la deforestación, es responsable de cerca de un 25 % de las emisiones mundiales de GEI (**Figura 1.9**) debidas a la acción del hombre según la FAO (2020), que asegura que si incluimos los cultivos, la ganadería, la silvicultura y la pesca, las emisiones casi se han duplicado en los últimos 50 años y pueden aumentar en otro 30 % para el año 2050. Solo las actividades agrícolas suponen un 60 % de  $\text{N}_2\text{O}$  y 39 % de  $\text{CH}_4$  de las emisiones globales (OECD, 2020). Los suelos agrícolas son considerados también como una fuente importante de emisión de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera, en el que representan cerca de un 25 % de las emisiones de  $\text{CO}_2$  por las actividades humanas (Fang et al., 2003).



**Figura 1.9.** Principales fuentes de emisión/absorción de Gases de Efecto Invernadero.

El cultivo del arroz, es considerado una de las principales fuentes de emisión de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O de origen antropogénico (Datta et al., 2009). Los valores registrados en la Unión Europea el año 2017 con respecto al CH<sub>4</sub> fueron de 273 898 Mg y solamente en España se produjeron 54 232 Mg de CH<sub>4</sub> producido por la descomposición de la materia orgánica de los campos de arroz inundados (FAOSTAT, 2020).

Aunque la concentración de N<sub>2</sub>O en la atmósfera es menor que la de CO<sub>2</sub>, su potencial relativo de calentamiento global es 265 veces superior al CO<sub>2</sub> (IPCC, 2007b), y la utilización de grandes cantidades de fertilizantes nitrogenados en la agricultura ha incrementado enormemente las emisiones de este gas. La producción de N<sub>2</sub>O ocurre, básicamente, en los procesos microbianos de nitrificación-desnitrificación. En cuanto al proceso de nitrificación, las formas reducidas de nitrógeno (NH<sub>4</sub>) son oxidadas a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y posteriormente a nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), siendo por tanto un proceso fundamentalmente aeróbico (Bolan et al., 2004). Mientras que la desnitrificación, último paso del ciclo del nitrógeno, en donde el nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) es reducido hacia las formas gaseosas del nitrógeno como (NO, N<sub>2</sub>O,

N<sub>2</sub>) (Thangarajan et al., 2013). Bajo condiciones de clima Mediterráneo, como en las que ha sido desarrollado el presente trabajo, la nitrificación juega un papel dominante en las emisiones de N<sub>2</sub>O (Barton et al, 2013) debido a la baja humedad del suelo por las escasas precipitaciones (Schaeffer y Evans, 2005). En el proceso de nitrificación el N<sub>2</sub>O puede ser producido a partir de dos vías. La primera, conocida como desnitrificación del nitrificador (Wrage et al., 2001), en donde algunas bacterias oxidantes del NH<sub>3</sub>, como *Nitrosomonas europaea*, poseen actividad nitrito reductasa y puede desnitrificar NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a NO y posteriormente a N<sub>2</sub>O o N<sub>2</sub>. Y la segunda vía conocida como oxidación de hidroxilamina (Stein, 2011) en donde la hidroxilamina producida a partir de la oxidación del NH<sub>3</sub> se oxida posteriormente primero a NO por la hidroxilamina oxido-reductasa y luego se reduce a N<sub>2</sub>O que es catalizada por óxido nítrico reductasa.

Según Irisarri et al. (2013) el flujo de N<sub>2</sub>O disminuye drásticamente después que el suelo permanece inundado en forma permanente (lámina de agua de 10 cm), lo que puede atribuirse a la recaptura del óxido nítrico y reducción a N<sub>2</sub> en condiciones de anaerobiosis estricta, o debido a que el proceso de nitrificación, paso previo a la formación de N<sub>2</sub>O se vería reducido en condiciones de anaerobiosis.

El CH<sub>4</sub> es uno de los mayores gases de efecto invernadero, su potencial de calentamiento global es sobre 28 veces superior al del CO<sub>2</sub> en un horizonte de 100 años (IPCC, 2018). Las emisiones anuales de CH<sub>4</sub> procedentes de los campos de arroz son estimadas en un rango comprendido entre 31 y 112 Mg año<sup>-1</sup>, que contribuyen entre un 5 y un 19 % en las emisiones totales de GEI (IPCC, 2018). La producción de arroz debe incrementar el valor de 473 millones de toneladas en 1990 a un mínimo de 781 millones de toneladas en 2020 (IRRI, 1989), por tanto, las emisiones de CH<sub>4</sub> asociadas a estos campos de arroz pueden también incrementar en un 50 - 60 % (Anastasic et al., 1992) y pueden acelerar el calentamiento global.

Las variables ambientales que regulan los procesos microbianos de emisión de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> en los suelos cultivados de arroz están a su vez determinadas por las distintas prácticas agrícolas empleadas. La producción

de GEI en los suelos está condicionada por una serie de factores químicos y biológicos tales como pH, temperatura, potencial redox, contenido en nitrógeno, carbono orgánico y estado de crecimiento de la planta (Hou et al., 2000; Luiz et al., 2019). De Lima et al. (2018) comprobaron que las emisiones de CH<sub>4</sub> tienen una alta correlación con la temperatura del suelo, observando los picos elevados de emisión en horario de tarde, mientras que los flujos más bajos se registraron con los primeros rayos de luz del día. Zheng et al. (2007) concluyeron que las emisiones de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> dependían del tipo suelo en que se cultivase el arroz. Además, la aplicación de pesticidas puede afectar inhibiendo o estimulando ciertas transformaciones microbianas en los campos de arroz, de manera que pueden influir en los procesos de emisión de GEI (Kumaraswamy et al., 2000). Por otro lado, el manejo del agua tiene una fuerte influencia sobre las emisiones de estos gases, de manera que se ha observado que la retirada del agua de los campos de arroz provoca una disminución significativa en las emisiones de CH<sub>4</sub>, aumentando sin embargo la emisión de N<sub>2</sub>O (Toowprayoon et al., 2005).

Así, los elevados potenciales redox registrados en sistemas aeróbicos limitan la formación de CH<sub>4</sub> o es objeto de oxidación por bacterias metamórficas (Aulakh et al., 2000). En cambio, para la generación de CH<sub>4</sub> por las bacterias metanogénicas son necesarios condiciones de suelos anaeróbicos y potenciales redox inferiores a -200 mV (Kreye et al., 2007). Siendo la emisión neta de CH<sub>4</sub> un balance entre los procesos de emisión por bacterias metanogénicas y la oxidación por la flora metanotrofa. Towprayoon et al., (2005) encontraron que la producción de CH<sub>4</sub> no solo estaba relacionada con el potencial redox, sino también con el estado de crecimiento de la planta de arroz, obteniendo mayores emisiones de CH<sub>4</sub> desde la mitad del ciclo de cultivo hasta el final del mismo, por lo que propusieron mantener hasta tres días el suelo sin lámina de agua, con el objetivo de reducir las emisiones de CH<sub>4</sub>, sin afectar considerablemente a los rendimientos del arroz.

En el cultivo del arroz, la mayor parte de la materia orgánica proviene de la planta, tanto de la exudación de compuestos orgánicos como de la descomposición de las raíces (Waschütza et al., 1992; Bayer et al., 2015). Además, la composición de estos exudados puede variar en función del estado

fenológico de la planta (Kerdchoechuen, 2005). Como el  $\text{CH}_4$  es principalmente producido en la descomposición de la materia orgánica bajo intensivas condiciones de reducción (Garica et al., 2000), el aumento de la materia orgánica disponible en suelos inundados para su posterior descomposición anaeróbica estimula la metanogénesis (Sass et al., 1991). Así las emisiones de  $\text{CH}_4$  se ven agravadas por incorporación de la paja de arroz u otras enmiendas orgánicas (Kumaraswamy et al., 2000; Johnson-Beebout et al., 2009; Bayer et al., 2015). Por otro lado, Lee et al. (2010) también observaron que la aplicación de veza como abonado verde puede incrementar, significativamente, las emisiones de  $\text{CH}_4$  en los campos de arroz inundados.

Varias estrategias se han producido en trabajos anteriores para mitigar las emisiones de GEI de los campos dedicados al cultivo de arroz, como la mejora en las prácticas de gestión del suelo siembra directa o no laboreo (Pathak y Wassmann, 2007) y sistemas de riego aeróbico (Nie et al., 2012). En este sentido, Hou et al. (2000) observaron una relación inversa entre las emisiones de  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  durante el cultivo de arroz, con mayores tasas de emisión de  $\text{CH}_4$  bajo fuertes condiciones de reducción y mayores tasas de emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  bajo condiciones de oxidación. Towprayoon et al., (2005) concluyeron que un drenaje del campo de arroz a mitad de ciclo, con una duración de 3 días, puede ser una opción para reducir las emisiones de estos gases, sin observar descensos en el rendimiento agrónomico.

Como se ha comentado con anterioridad, los cambios en el contenido de humedad del suelo pueden tener un impacto directo sobre los procesos de nitrificación y desnitrificación, afectando así a la producción de  $\text{N}_2\text{O}$ . Por otro lado, las técnicas de no laboreo dejan los residuos de cosecha sobre el suelo, puede incrementar las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ , debido a que los residuos de cosecha inducen a una mayor actividad microbiana en la superficie del suelo a través de los procesos de nitrificación y desnitrificación (Granli y Bockman, 1994). Además, el aumento de  $\text{NH}_4^+$  en el suelo, ya sea por una mayor mineralización neta de la materia orgánica del suelo, o por la aplicación de fertilizantes nitrogenados, afecta directamente a la velocidad de nitrificación (Robertson y Groffman, 2007). De esta manera es esperable que la fertilización nitrogenada

se asocie con un aumento en la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  por nitrificación (Fangueiro et al., 2017).

La influencia del oxígeno resulta indispensable para las bacterias nitrificantes como aceptor de electrones donados a partir del  $\text{NH}_4^+$ , por lo que la reacción de nitrificación es estimulada bajo condiciones aeróbicas. Sin embargo, la desnitrificación se desarrolla, únicamente, cuando el acceso al oxígeno por parte de las bacterias desnitrificantes es limitado. En caso contrario, el oxígeno actúa en lugar del  $\text{NO}_3^-$  como aceptor de electrones más eficiente en la respiración bacteriana. Las enzimas que catalizan la desnitrificación son sintetizadas, únicamente, en ausencia de oxígeno, y son inhibidas inmediatamente por aumento del mismo (Van Spanning et al., 2007). La presencia y el aumento de carbono orgánico en el suelo inciden en el metabolismo de las bacterias desnitrificantes heterótrofas al constituir su fuente de energía, además de por su capacidad de regular el contenido de oxígeno. Es por ello que, las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  pueden aumentar cuando la inundación desaparece y se ve agravada por la aplicación de fertilizantes nitrogenados (Bayer et al., 2015). En general, el drenaje de los campos de arroz puede incrementar el  $\text{O}_2$  disponible en el suelo para la producción de  $\text{N}_2\text{O}$  como un producto intermedio de cualquiera de los procesos de nitrificación o desnitrificación, mientras que la inundación puede crear condiciones estrictamente anaeróbicas y restringe la formación y emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  que por el contrario aumentan las emisiones de  $\text{CH}_4$  (Zheng et al., 2000).

Según la Organización Meteorológica Mundial (OMM), el crecimiento demográfico, unas prácticas agrícolas más intensivas, un mayor uso de la tierra y el aumento de la deforestación, la industrialización y el consiguiente uso de energía procedente de fuentes fósiles han contribuido a una aceleración en la tasa de emisión de GEI.

Estudios recientes demuestran que el laboreo acelera la descomposición de la materia orgánica por los microorganismos del suelo y estimula la emisión de gases de calentamiento global (Ali et al., 2009). Además, se ha observado que las pérdidas de  $\text{CO}_2$  en un suelo aumentan considerablemente después del laboreo. Fangueiro et al. (2017) observaron que la mayor disponibilidad de

carbono orgánico favorece la desnitrificación. De hecho en su estudio, las menores emisiones de  $N_2O$  en los tratamientos aeróbicos con laboreo podrían ser asociadas con las altas emisiones de  $CO_2$  observadas ya que la labranza acelera la descomposición de la materia orgánica, emitiendo grandes cantidades de  $CO_2$  y así disminuyendo el carbono disponible para la desnitrificación. Sin embargo, Cui et al. (2014) observaron una disminución de las emisiones de  $N_2O$  bajo sistemas de no laboreo, demostrando la eficiencia de este sistema para reducir las emisiones de este importante gas. Según el estudio de Kessavalou et al. (1998) el flujo del  $CO_2$  aumentaba en un 69 % dentro de los 30 minutos siguientes a la labranza, confirmando que la mayor parte del  $CO_2$  atrapado en el suelo es liberado casi instantáneamente, reduciéndose posteriormente este flujo. Por otro lado Reicosky (1997), también encontró que después del incremento de  $CO_2$  dentro de las 5 horas siguientes al laboreo, dependía del apero utilizado, siendo mayores cuando se utilizaba un arado de vertedera que un chisel. Esto es debido a las diferencias conseguidas en la porosidad del suelo, lo que influye en la difusión del gas. Así mismo, las prácticas de manejo del cultivo, comentadas anteriormente, como la aplicación de alperujo compostado, siembra, gestión del agua, recolección de la cosecha y tratamiento de los residuos de cosecha, influyen en la emisión de  $CO_2$  (Makoto et al., 2005). Así, la técnica de, siembra directa, al reducir el número de operaciones significativamente y por tanto el consumo de combustible, podría reducir las emisiones de  $CO_2$  a la atmósfera. Dado que según Zhu et al. (2018) existió una fuerte correlación entre el  $CO_2$  atmosférico y la calidad del grano de arroz, mostraron resultados que confirman las disminuciones cualitativas en el arroz, concretamente en proteínas, hierro y zinc, también encontraron disminuciones constantes en las vitaminas B1, B2, B5 y B9.

Con respecto al efecto de las enmiendas orgánicas, la aplicación de estas a los suelos agrícolas contribuyen a la emisión de GEI directamente a través de la liberación de  $CO_2$ ,  $CH_4$  y  $N_2O$  a partir de los compuestos de C y N presentes en dichas enmiendas, e indirectamente a través de sus efectos sobre las propiedades de los suelos (contenido en humedad, disponibilidad del oxígeno, temperatura, pH, etc) (Thangarajan et al. 2013).



El aumento en las tasas de flujo de CO<sub>2</sub> debido a la descomposición adicional de C orgánico derivado de la aplicación de enmiendas orgánicas al suelo, es debido en gran parte por los cambios en la actividades microbianas en respuesta a los incrementos en las concentraciones de C y N utilizables por los microorganismos como fuentes de energía (Perelo y Munch, 2005).

Se ha demostrado que la adición de enmiendas orgánicas a suelos inundados, como campos de arroz, mejora la emisión de CH<sub>4</sub>, lo que se atribuye al aumento del sustrato de C para las bacterias metanogénicas (Lee et al., 2010). De igual manera existe una marcada relación entre la aplicación de enmiendas orgánicas y las propiedades microbianas del suelo y emisión de N<sub>2</sub>O.

Sin embargo, la emisión de GEI por el uso de enmiendas orgánicas depende de una serie de factores como la dosis y el momento de la aplicación, además del tipo de enmienda, factores que son importantes para determinar el efecto en la emisión de GEI por el uso de enmiendas orgánicas en suelos agrícolas (Eckard et al., 2010).

Los países de ambiente mediterráneo como España son altamente vulnerables a los efectos del cambio climático (EEA, 2020), siendo además los mayores productores de arroz de la Unión Europea, por lo que se trata de una zona especialmente sensible a la emisión de GEI procedentes de este cultivo. Por ello es de vital importancia desarrollar nuevos sistemas de manejo en el cultivo del arroz, que contribuyan a reducir las emisiones de GEI a la vez que mantengan unos rendimientos agronómicos adecuados, garantizando su sostenibilidad. En este sentido, el efecto de estos nuevos sistemas, como el sistema de riego aeróbico junto con técnicas de agricultura de conservación, sobre las emisiones de GEI debe ser estudiado y tenido en cuenta a la hora de su implantación.







---

## **2. Objetivos**

---

El objetivo global de este trabajo fue generar los conocimientos científicos y técnicos necesarios que permitan la mejora de la productividad del agua y minimizar los riesgos ambientales y toxicológicos asociados al cultivo del arroz, mediante la utilización de sistemas de riego aeróbico y la aplicación de técnicas de agricultura de conservación (enmienda orgánica y siembra directa), que garanticen la sostenibilidad del cultivo y mejoren la competitividad del sector, en las condiciones edafoclimáticas de Extremadura. Este objetivo global se pretende alcanzar por integración de los siguientes objetivos parciales:

1. Determinar el efecto directo y residual que la aplicación de compost de alperujo junto con diferentes técnicas de manejo (laboreo convencional y siembra directa) y riego (aeróbico y anaeróbico) ejercen sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos.
2. Evaluar el efecto directo y residual que la aplicación de compost de alperujo junto con diferentes técnicas de manejo (laboreo convencional y siembra directa) y riego (aeróbico y anaeróbico) ejercen sobre el comportamiento agronómico del cultivo.
3. Analizar el efecto directo y residual que la aplicación de compost de alperujo junto con diferentes técnicas de manejo (laboreo convencional y siembra directa) y riego (aeróbico y anaeróbico) ejercen sobre la asimilación de metales pesados en el grano de arroz.
4. Evaluar, en condiciones de campo, el efecto directo y residual que la aplicación de compost de alperujo junto con diferentes técnicas de manejo (laboreo convencional y siembra directa) y riego (aeróbico y anaeróbico) ejercen sobre las emisiones y flujo de gases:  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ .
5. Determinar la viabilidad económica de las diferentes técnicas de manejo (laboreo convencional y siembra directa) y riego (aeróbico y anaeróbico) con aplicación de compost de alperujo en el cultivo del arroz.









### 3. Materiales y Métodos

#### 3.1. Localización

Para la realización de este trabajo se ha diseñado un ensayo de campo en el paraje de Cercados de Bretón, una zona, en la pedanía de Gévora, perteneciente al término municipal de Badajoz polígono 264, parcela número 61, huso 29, coordenadas UTM: X: 677.371 m e Y: 4.311.312 m; coordenadas geográficas: Latitud: 38° 55' 58,14'' N, Longitud: 6° 57' 13,42'' O; Datum ETRS89 (**Figura 3.10**). La ubicación descrita anteriormente es una zona tradicionalmente utilizada para el cultivo del arroz bajo sistemas de riego anaeróbico en las Vegas Bajas del río Guadiana.



**Figura 3.10.** Localización del ensayo de campo en las Vegas Bajas del Guadiana.

El ensayo se encuentran a 800 metros del río Gévora, accediendo al mismo a través del camino de los cachones, que enlaza con la carretera Ex-100 en la rotonda situada en el punto kilométrico 82.3, distando una longitud de 7 Km desde la zona centro de Badajoz. Se ha seleccionado esta ubicación por su tradición arrocerá y su enclave en las Vegas Bajas del Guadiana, contrastando y ampliando estudios previos en las Vegas Altas del Guadiana.

Los recursos hídricos agrarios de la zona de Gévora provienen de la Comunidad de Regantes Canal de Montijo, llegando el agua a través de canalizaciones e infraestructuras propias, desde el embalse de Montijo.

### **3.2. Climatología**

Para la clasificación climática de la zona, se han tomado datos de la estación meteorológica de el Bercial, en Talavera de la Real, situada a 12.7 km del campo de experimentación. Los datos climáticos de la zona de ensayo para los 18 años anteriores a la finalización del proyecto se encuentran recogidos en la **Tabla 3.3**.

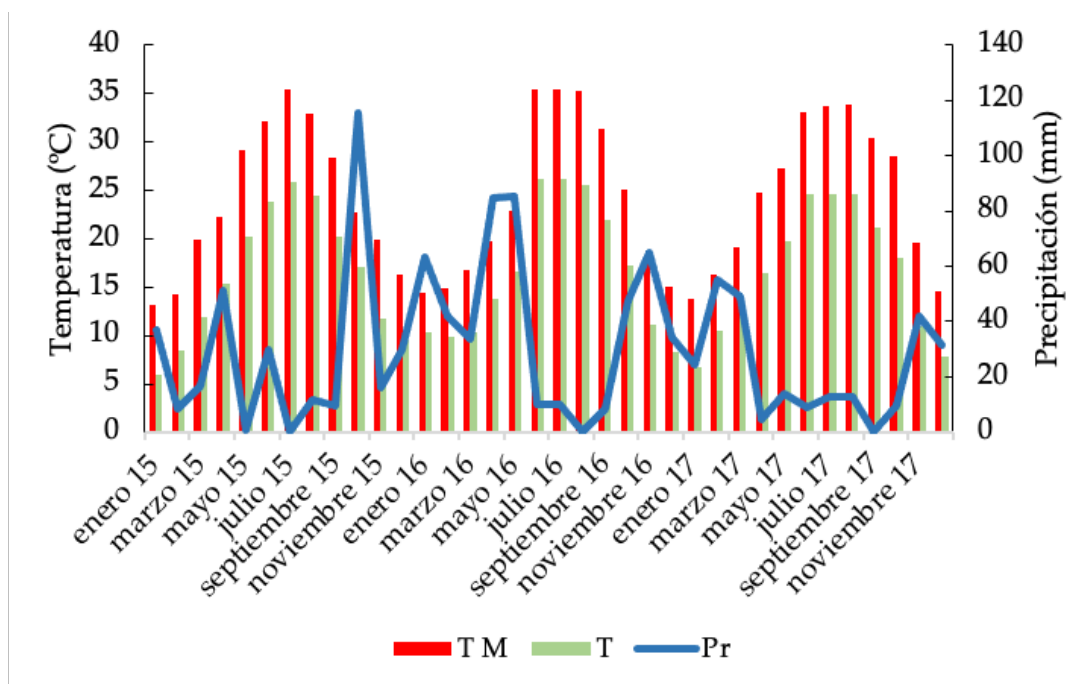
**Tabla 3.3.** Datos meteorológicos de el Bercial (Talavera la Real) (1999-2017).

Mes	T°Media	T°Max	T°Min	HRMedia	ETP_PM	PrAcu
	(°C)	(°C)	(°C)	(%)	(mm)	(mm)
<b>Enero</b>	7.94	13.6	3.27	86.8	1.01	42.2
<b>Febrero</b>	9.30	15.5	3.90	80.2	1.70	46.6
<b>Marzo</b>	12.2	18.7	6.16	74.3	2.69	45.0
<b>Abril</b>	14.8	21.3	8.42	71.5	3.71	52.3
<b>Mayo</b>	18.4	25.6	11.1	65.0	4.92	42.1
<b>Junio</b>	22.9	31.0	14.7	57.4	6.25	14.6
<b>Julio</b>	24.9	33.6	16.0	52.5	6.88	4.79
<b>Agosto</b>	25.0	33.8	16.3	51.9	6.18	8.57
<b>Septiembre</b>	21.7	29.7	14.3	59.9	4.30	21.2
<b>Octubre</b>	17.2	24.2	11.3	74.1	2.43	71.3
<b>Noviembre</b>	11.3	17.5	6.14	82.3	1.33	56.0
<b>Diciembre</b>	8.45	14.0	3.96	87.2	0.89	55.3
<b>Anual</b>	16.2	23.2	9.60	70.2	3.52	460

**T° Media:** Temperatura Media; **T° Max:** Temperatura Máxima; **T° Min:** Temperatura Mínima; **HRMedia:** Humedad Relativa Media; **ETP\_PM:** Evapotranspiración Potencial Penman Monteith; **PrAcu:** Precipitación Media Acumulada.

Según indica la clasificación de Papadakis (1966), la zona de ensayo posee un clima Mediterráneo Subtropical, con inviernos tipo Avena y veranos tipo Algodón, con régimen térmico Subtropical Cálido y régimen de humedad Mediterráneo. En invierno se registran los mayores valores de precipitaciones, aunque los últimos meses de otoño y los primeros de primavera presentan también una pluviometría destacable. Sin embargo, las precipitaciones estivales son muy escasas, dando lugar a un periodo en el que la reserva hídrica del suelo es 0, y por tanto es necesario el aporte de riego para el desarrollo de los cultivos.

En la **Figura 3.11**, se representa un climograma para la zona del ensayo de campo durante el periodo de estudio (2015, 2016 y 2017). Destacar los valores de precipitación registrados en el mes de octubre del año 2015, el cual mostró un valor de precipitación inusual en los tres años del estudio, con un valor de más de 100 mm. Es importante señalar también, como los meses de junio, julio, agosto y principios de septiembre del año 2016, se alcanzaron valores de temperaturas máximas (TM) superiores a los 35 °C.



**Figura 3.11.** Climograma de la zona de ensayo durante los años de estudio (2015-2017).

**TM:** Temperatura Máxima; **T:** Temperatura Media; **Pr:** Precipitación.

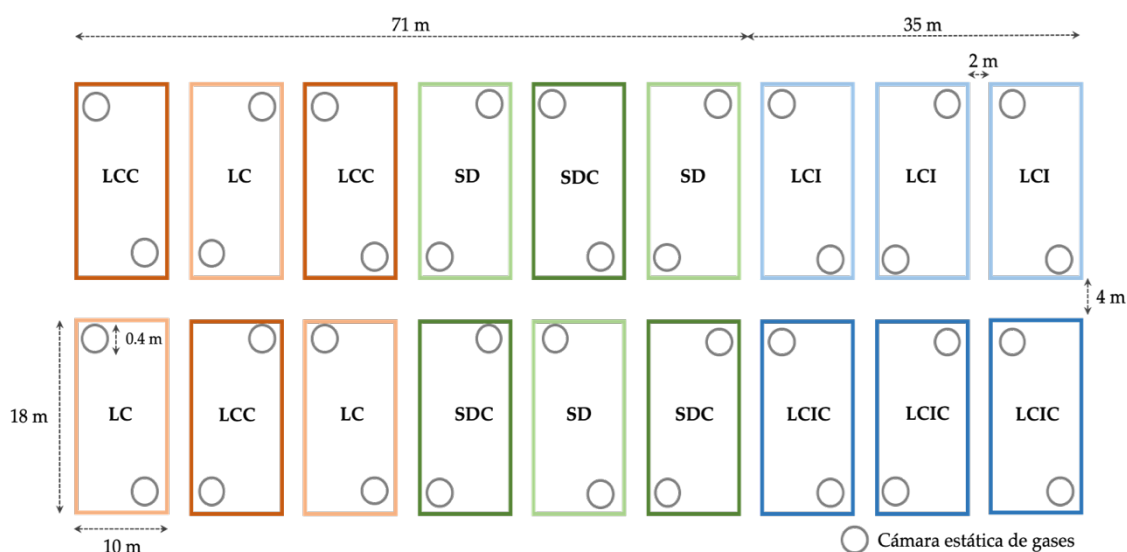
### 3.3. Diseño experimental

El periodo de tiempo comprendido entre los años 2015, 2016 y 2017, se planteó un experimento en campo en un suelo clasificado como Antrosol Hidrágico (FAO, 2006). En dicho experimento se plantearon 6 tratamientos con diferentes técnicas de manejo en el cultivo del arroz, los cuales se detallan a continuación:

1. Cultivo de arroz aeróbico mediante técnicas de agricultura de conservación (siembra directa) con riego por aspersión y

- aplicación el primer año de enmienda orgánica (compost de alperujo) (SDC).
2. Cultivo de arroz aeróbico utilizando siembra directa con riego por aspersión y sin aplicación de enmienda orgánica (SD).
  3. Cultivo de arroz aeróbico mediante laboreo convencional con riego por aspersión y aplicación el primer año de enmienda orgánica (compost de alperujo) (LCC).
  4. Cultivo de arroz aeróbico mediante laboreo convencional con riego por aspersión y sin aplicación de enmienda orgánica (LC).
  5. Cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura convencional habituales en la región (laboreo + inundación con flujo continuo de agua "anaeróbico") y aplicación el primer año de enmienda orgánica (compost de alperujo) (LCIC).
  6. Cultivo de arroz mediante técnicas de agricultura convencional habituales en la región (laboreo + inundación con flujo continuo de agua "anaeróbico") y sin aplicación de enmienda orgánica (LCI).

La distribución se llevo a cabo en bloques de 3 subparcelas para cada tratamiento, contando por tanto con 18 subparcelas en total, con unas dimensiones de 10 x 18 m para cada una de ellas, resultando un área total de 540 m<sup>2</sup> por cada tratamiento. Entre cada subparcela de 180 m<sup>2</sup> existía un pasillo, de 18 x 2 m y un pasillo que da acceso a todos los tratamientos de aspersión, con una longitud de 71 x 4 metros, este pasillo central, en su cara norte accede al balate que comunica los tratamientos anaeróbicos. Los balates poseen una anchura de 1.50 metros y una altura de cota máxima de 30 cm, lo cual es suficiente para evitar la contaminación por flujo de agua laminar de un tratamiento a otro (**Figura 3.12**).



**Figura 3.12.** Disposición de los tratamientos en el ensayo de campo.

Destacar que el suelo donde se implantaron los diferentes tratamientos planteados, pertenecían a una parcela en donde se había cultivado arroz de forma tradicional (sistema de riego anaeróbico con técnicas de laboreo convencional) durante al menos 12 años de antigüedad.

### 3.3.1. Labores del cultivo

Como se ha comentado anteriormente, la parcela de ensayo se dedicaba al cultivo del arroz de forma tradicional, por lo que no hubo que realizar ninguna operación de nivelado del terreno. La aplicación de insumos tales como; abonados, tratamientos fitosanitarios, dosis de siembra y labores convencionales, fueron acordadas en base a las necesidades de la variedad del arroz Gladio utilizada (**Tabla 3.4**), siendo las realizadas de forma habitual por los agricultores arroceros de la zona. Las dosis de abonado utilizado fueron  $550 \text{ kg ha}^{-1}$  en la aplicación de fondo, utilizando para ello un fertilizante complejo (9-18-27), y como abonado de cobertera se aplicó urea al 46 % en dos aplicaciones; la primera con una dosis de  $200 \text{ kg ha}^{-1}$  y la segunda de  $150 \text{ kg ha}^{-1}$ .

**Tabla 3.4.** Operaciones realizadas en base al tiempo de los diferentes tratamientos.

Fecha	Abril	Abril	Abril	Abril	Mayo	Mayo	Mayo	Mayo	Mayo	Mayo
<b>Operación</b>	Aplicación herbicida residual y de contacto	Aplicación enmienda orgánica (80 Mg ha <sup>-1</sup> )	Abonado de fondo (550 kg ha <sup>-1</sup> )	Laboreo del terreno	Aplicación de herbicida residual	Siembra con máquina de siembra directa	Comienzo del riego aeróbico	Aplicación de herbicida residual y de contacto	Comienzo del riego anaeróbico	Siembra a voleo
<b>Materiales</b>	Pendimetalina y Glifosato	Compost de Alperujo	Fertilizante 9-18-27	Semichisel, Fresadora	Pendimetalina	180 kg ha <sup>-1</sup> Var. Gladio	Aspersores	Oxidiazón		180 kg ha <sup>-1</sup> Var. Gladio
<b>Tratamiento</b>	SD, SDC, LC, LCC, LCI, LCIC	SDC, LCC, LCIC	SD, SDC, LC, LCC, LCI, LCIC	LC, LCC, LCI, LCIC	SD, SDC, LC, LCC	SD, SDC, LC, LCC	SD, SDC, LC, LCC	LCI, LCIC	LCI, LCIC	LCI, LCIC

Fecha	Mayo	Junio	Junio	Junio	Julio	Julio	Agosto	Septiembre	Septiembre/Octubre	Octubre
<b>Operación</b>	Aplicación insecticida, Quironómidos	Corte de riego anaeróbico y vaciado de bancales	Aplicación de herbicida contacto	Reanudación del riego anaeróbico	Primer abonado de cobertura	Aplicación insecticida Pulgón	Segundo abonado de cobertera	Parada de riegos aeróbicos/ anaeróbicos	Cosecha	Laboreo del terreno "fangueo"
<b>Materiales</b>	Alfa-cipermetrina		Penoxulan, Cyhalofop	Bentazona, MCPA	200 kg ha <sup>-1</sup> Urea 46%	Acetamiprid	150 kg ha <sup>-1</sup> Urea 46%			Ruedas traseras de hierro (gavias)
<b>Tratamiento</b>	LCI, LCIC	LCI, LCIC	SD, SDC, LC, LCC, LCI, LCIC	LCI, LCIC	LCI, LCIC	SD, SDC, LC, LCC, LCI, LCIC	SD, SDC, LC, LCC, LCI, LCIC	SD, SDC, LC, LCC, LCI, LCIC	SD, SDC, LC, LCC, LCI, LCIC	LCI, LCIC

Las labores de fangueo se realizaron en los tratamientos anaeróbicos (LCI, LCIC), a los cuáles se les introdujo un pase de tractor con ruedas metálicas, fangueo, en las fechas de otoño, aprovechando las lluvias dadas de la época con el objetivo de enterrar la paja de arroz. Una vez llegada la primavera y esperando el cese de las lluvias propias de la estación, se realizaron a los tratamientos LC, LCC, LCI y LCIC, diferentes labores preparatorias para la siembra, un pase con un apero semichisel, un pase de gradas, las cuáles sirven para desterronar los agregados de mayor tamaño y por último, se realizó una labor con la fresadora, apero que se utiliza para destruir agregados con un tamaño lo suficientemente grande que impida arropar en las mejores condiciones a las semillas del arroz, consiguiendo con ello un lecho de siembra mullido y uniforme, con el objetivo de facilitar la nascencia y desarrollo del cultivo.

Para la siembra de los tratamientos SD, SDC se utilizó la sembradora Semeato no-till TDNG 320. Se optó por este mismo método de siembra para los tratamientos LC y LCC para evitar que la semilla quedara descubierta tras la siembra a voleo y, por tanto, susceptible a sufrir pérdidas por ataques de pájaros u hormigas. Los manejos anaeróbicos (LCI, LCIC) fueron sembrados a voleo de forma manual. La dosis de siembra utilizada en todos los tratamientos fue de  $180 \text{ kg ha}^{-1}$ . Para realizar este trabajo se seleccionó la variedad Gladio, de tipo Índica, por ser una de las variedades más utilizadas por los agricultores arroceros de la zona, y estudiada por Sánchez-Llerena et al. (2016) en suelos de Vegas Altas del Guadiana, también bajo sistemas de riego aeróbico.

Los tratamientos aeróbicos fueron irrigados por aspersión, el plan propuesto de riego se basó en la cantidad de agua requerida por el cultivo del arroz en cada etapa fenológica, para ello, se siguieron los indicadores de la Evapotranspiración del cultivo ( $E_t_c$ ), siendo resultado del producto de coeficiente de cultivo ( $K_c$ ) y de la Evapotranspiración de referencia ( $E_{t_0}$ ), obteniendo la  $E_{t_0}$  del resultado medio de los valores mostrados por Penman Monteith, Blaney-Criddle y Hargreaves. Las conducciones de riego se dispusieron en una red de tuberías de polietileno de baja densidad P32, de 6 atmósferas de presión máxima y de diferentes diámetros en función del



gradiente de caudal y presión dado en cada tramo. La distribución de las tuberías se adaptó a las condiciones espaciales del ensayo de arroz aeróbico, (SD, SDC, LC y LCC), siendo necesarias 6 líneas secundarias o porta aspersores, de 70 m de longitud para cada una de ellas con el objetivo de obtener un sistema de aspersión con cobertura total. Se utilizaron aspersores de impacto con un caudal de  $11 \text{ L min}^{-1}$ . El agua que provenía del sistema de elevación, disponía de la presión suficiente ( $4 \text{ kg cm}^2$ ) para el movimiento completo del aspersor, obteniendo una buena homogenización del riego.

Con respecto a los tratamientos de riego anaeróbico (LCI y LCIC) el agua se dispuso por gravedad, conducida desde una acequia cercana, hasta las subparcelas de dichos tratamientos por una sección de tubería de polietileno, con diámetro de 300 mm, utilizando herramientas para guiar la conducción del agua, como codos y T de PVC de 250 mm. El sistema de medida utilizado por las compañías de distribución de agua, véase Confederación Hidrográfica del Guadiana, es el módulo, que equivale a un flujo de 25 litros en un segundo de tiempo. Las aperturas de las boqueras orientadas hacia cada tratamiento anaeróbico eran manuales, abriéndolas individualmente para mantener a lo largo del ciclo del cultivo una cota de agua de 10 centímetros de altura sobre el nivel del suelo.

Los consumos de agua aplicados en los tratamientos durante los 3 años del estudio (Tabla 3.5), fueron obtenidos a partir de la lectura de los caudalímetros instalados previamente en los diferentes sistemas de riego.

**Tabla 3.5.** Cantidades de agua aportadas al cultivo ( $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) en cada campaña.

Tratamiento	2015	2016	2017
SD, SDC, LC, LCC	10 803	8 695	10 309
LCI, LCIC	16 125	15 375	16 010

### **3.4. Enmienda orgánica**

Para la realización de este trabajo se ha utilizado como enmienda orgánica el alperujo, un subproducto procedente de la extracción del aceite de oliva, el cual fue sometido a un proceso de compostaje.

#### **3.4.1. Alperujo compostado**

El compost de alperujo utilizado procede de la Cooperativa Olivarera los Pedroches S.C.A., situada en municipio de Pozoblanco (Córdoba). Para su fabricación se utilizó el sistema de compostaje abierto con formación de pilas y con aireación mediante volteo mecánico (**Figura 3.13**). Este método es elegido por la mayoría de las plantas de compostaje debido a su sencillez y bajo costo, además de la buena calidad de los compost obtenidos con este método. Las propiedades analizadas del compost de alperujo se expresan en la **Tabla 3.6**.



**Figura 3.13.** Manejo de las pilas de alperujo compostado, Cooperativa Olivarera los Pedroches S.C.A., situada en municipio de Pozoblanco (Córdoba).

Los polifenoles hidrosolubles (**Tabla 3.6**) alcanzaron un valor de 3.38 g por kg de compost. Según Saadi et al., (2007) dichos valores de polifenoles son bajos y sumado a una conductividad eléctrica baja, no mostrarán efectos fitotóxicos en las proporciones adecuadas. Los resultados obtenidos en el ensayo de bioeficacia así lo demuestran, utilizando la especie *Lepidium Sativum* L. se obtuvo un índice de germinación del 109 % en referencia al tratamiento control.

**Tabla 3.6.** Propiedades del alperujo compostado.

Propiedades	Alperujo
COT (g kg <sup>-1</sup> )	382
COH (g kg <sup>-1</sup> )	23.6
AH (g kg <sup>-1</sup> )	47.9
AF (g kg <sup>-1</sup> )	18.9
IH (%)	12.5
NT (%)	2.17
P Olsen (g kg <sup>-1</sup> )	4.88
C/N	17.6
pH	7.71
CE (dS m <sup>-1</sup> )	2.32
As (mg kg <sup>-1</sup> )	4.00
Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	0.148
Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	10.1
Cr (mg kg <sup>-1</sup> )	42
Ni (mg kg <sup>-1</sup> )	18
Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	25.5
Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	40.1
IG (%)	109

**COT:** Carbono Orgánico Total; **COH:** Carbono Orgánico Hidrosoluble; **AH:** Ácidos Húmicos; **AF:** Ácidos Fúlvicos; **IH:** Índice de Humificación; **NT:** Nitrógeno Total; **C/N:** Relación Carbono Nitrógeno; **CE:** Conductividad Eléctrica. **IG:** Índice de Germinación.

La dosis de compost que se aplicó a las parcelas fue de 80 Mg de compost por hectárea. La aplicación se realizó una única vez a lo largo de todo el estudio y un mes antes del inicio del cultivo (Abril, 2015), de forma manual con el fin de obtener una aplicación homogénea. El compost fue incorporado a unos 15 - 20 cm de profundidad tras un pase de grada de disco (**Figura 3.14**).



**Figura 3.14.** Aplicación del compost de alperujo en las subparcelas del ensayo de campo.

### **3.5. Suelos**

#### **3.5.1. Muestreo**

En las fechas previas al comienzo de la investigación en campo (Abril 2015), se tomaron manualmente muestras de suelos distribuidas al azar en cada una de las tres subparcelas de cada uno de los tratamientos a la profundidad de 0 - 20 cm. Anualmente y tras la finalización del ciclo del cultivo se procedió a la toma de muestras de suelo siguiendo el mismo criterio, con el objetivo de monitorizar los posibles cambios que los distintos tratamientos pudieron inducir en las propiedades del suelo.

Para la recogida de muestras se retiró previamente todo el material vegetal que cubría la superficie del suelo y se procedió a realizar un corte vertical en el perfil del mismo hasta una profundidad de 20 cm, retirando del terreno las cantidades que se consideraron necesarias para llevar a cabo todos los análisis. Así mismo, se procedió a la toma de muestras a profundidades 0 - 10 cm para la determinación de parámetros que pudieran requerir un estudio más estratificado. Una vez trasladadas las muestras al laboratorio, se dejaron secar al aire a temperatura ambiente, se removieron manualmente para facilitar su aireación y se eliminaron todos los restos vegetales presentes en la muestra. A continuación se procedió a moler las muestras con un rodillo de vidrio y posterior tamizado mediante un tamiz con una luz de malla de 2 mm. Se escogió parte de la muestra procesada para realizar una molienda fina con mortero de ágata para su posterior tamizado por una malla de 0.2 mm de luz para la determinación de algunas propiedades físico-químicas.

#### **3.5.2. Análisis de propiedades físicas y físico-químicas**

Para cada uno de los tratamientos estudiados se determinaron los siguientes parámetros

**Análisis Granulométrico:** Se procedió a la destrucción de la materia orgánica de las muestras mediante peróxido de hidrógeno (6 %); se utilizó una disolución de hexametáfosfato sódico como dispersante. Las fracciones finas



(arcilla y limo) se determinaron por sedimentación siguiendo el método de la pipeta de Robinson (Soil Conservation Service, 1972). Las fracciones gruesas (arenas) se determinaron por sedimentación para, posteriormente, determinar las distintas subfracciones mediante tamizado en seco. El análisis granulométrico se realizó previamente a la implantación del ensayo.

**Estabilidad Estructural de los Agregados (EE):** Se determinó según el protocolo establecido por Sun *et al.* (1995), usando un aparato con una longitud del golpe de 1.30 cm y una frecuencia de 35 ciclos  $\text{min}^{-1}$ , en agregados de 0.25 a 40 mm. Como solución dispersante se utilizó hidróxido de sodio (0.2 %).

**Carbono Orgánico Total (COT):** Se determinó por el método de oxidación en húmedo, mediante dicromato potásico y posterior valoración del exceso de sulfato ferroso amónico (Nelson y Sommers, 1996).

**Carbono Orgánico Hidrosoluble (COH):** Fue extraído con agua destilada en una proporción 1/100 (p/v) y después se procedió a una oxidación parcial del carbono con dicromato potásico 1 N en un medio de ácido sulfúrico. Posteriormente se cuantificó en un espectrofotómetro a  $\lambda=590$  nm (Sims y Haby, 1971).

**Ácidos Húmicos y Fúlvicos (AH y AF):** La determinación de los ácidos húmicos y fúlvicos se realizó mediante oxidación con dicromato potásico 1 N del carbono orgánico previamente extraído con pirofosfato de sodio 0.1 M a pH 9.8 (relación de extracción 1/20, p/v). Posteriormente se midió con espectrofotómetro la cantidad de cromo reducido ( $\text{Cr}^{3+}$ ) a  $\lambda=590$  nm (Sims y Haby, 1971), determinándose la fracción húmica. La fracción correspondiente a los ácidos fúlvicos se determinó acidificando previamente el medio a pH 2. El carbono de los ácidos húmicos se determinó mediante diferencia entre el carbono total extraído menos la porción correspondiente a los ácidos fúlvicos.

**Índice de Humificación (IH):** Se determinó como el cociente entre el contenido de ácidos húmicos y el contenido de carbono orgánico total por cien.

**Grado de polimerización (GP):** Se determinó como el cociente entre el contenido de ácidos húmicos y el contenido de ácidos fúlvicos.

**pH:** Se determinó sobre una suspensión de suelo con agua (1:1) y la medida se realizó con un pH-metro modelo Crison-501 con electrodo de vidrio.

**Conductividad Eléctrica (CE):** Se determinó mediante el método de pasta saturada (Allison, 1973), usando un conductivímetro Crison-522, provisto de célula de conductividad  $c = 0.99$ .

**Nitrógeno Total (NT):** Se realizó según el método Kjeldahl, por mineralización en caliente con ácido sulfúrico, usando como catalizador una mezcla de sulfato de cobre anhidro, selenio metálico y sulfato potásico para elevar el punto de ebullición. Posteriormente, se procedió a la destilación del mineralizado, valorándose el amonio generado con ácido clorhídrico 0.05 N (Bremner y Mulvaney, 1982).

**Fósforo asimilable (P):** Se determinó según el método de Olsen et al., (1954), basado en la extracción con bicarbonato sódico 0.5 M a pH 8.5 y determinación del complejo fosfomolibdico a  $\lambda=882$  nm.

Las características generales de los suelos al inicio del ensayo a la profundidad de 0-20 cm se detallan en la **Tabla 3.7**. El análisis granulométrico indicó que los suelos presentaron una textura franca, (USDA, 2006), ideal para el cultivo del arroz, con niveles de pH que oscilan entre niveles francamente ácido y fuertemente ácido según la clasificación USDA.



**Tabla 3.7.** Propiedades edafológicas de los suelos seleccionados.

Tratamientos	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Arcilla (%)</b>				20.9		
<b>Limo (%)</b>				28.8		
<b>Arena (%)</b>				50.3		
<b>MO (%)</b>	2.08b	5.47f	1.92a	4.93e	2.24c	4.82d
<b>COT (g kg<sup>-1</sup>)</b>	12.1a	31.7fb	11.1a	28.6b	12.9a	27.9b
<b>COH (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	165a	1 562c	156a	1 649d	151a	989b
<b>NT (g kg<sup>-1</sup>)</b>	0.122a	0.261c	0.130a	0.241b	0.120a	0.251bc
<b>C/N</b>	9.91a	12.4b	8.53a	11.9b	10.4a	11.4b
<b>pH</b>	4.53b	5.79d	4.57b	5.94e	4.26a	5.62c
<b>AH (g kg<sup>-1</sup>)</b>	1.94a	4.48d	2.04ab	4.26c	2.16b	4.58d
<b>AF (g kg<sup>-1</sup>)</b>	1.15a	1.57b	1.21a	1.47b	1.09a	1.59b
<b>GP</b>	1.67a	2.85b	1.87a	2.88b	1.99a	2.88b
<b>IH</b>	16.1bc	14.1a	18.4d	14.9ab	16.7c	16.4c
<b>CE (dS m<sup>-1</sup>)</b>	6.56c	9.06d	4.11a	8.88d	5.86b	9.52e

MO: Materia Orgánica; COT: Carbono Orgánico Total; COH: Carbono Orgánico Hidrosoluble; NT: Nitrógeno Total, C/N: Relación Carbono Nitrógeno; AH: Ácidos Húmicos; AF: Ácidos Fúlvicos; IH: Índice de humificación; GP: Grado de polimerización; CE: Conductividad Eléctrica.

Letras minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre tratamientos.

De los valores recogidos en la **Tabla 3.7**, se puede destacar la ausencia de diferencias importantes en la gran mayoría de las variables estudiadas para los tratamientos originales (SD, LC, y LCI) lo cual es indicativo de la homogeneidad de la parcela seleccionada. De igual modo, la similitud en los valores registrados para las variables estudiadas en los tratamientos que recibieron el compost de alperujo (SDC, LCC, y LCIC) mostró que la aplicación de este, a pesar de ser en condiciones de campo fue muy homogénea entre los diferentes tratamientos.

### 3.5.3. Propiedades bioquímicas

A efectos de determinar los niveles de actividad microbiológica en el suelo y su evolución a lo largo del estudio, se tomaron muestras destinadas específicamente al análisis de las actividades enzimáticas. Dichas muestras de suelo se tomaron a la profundidad de 0 a 10 cm, en las mismas fechas que las muestras destinadas a la determinación de los parámetros físico-químicos del suelo, siguiendo el mismo procedimiento. Las actividades enzimáticas determinadas fueron:

**Actividad Deshidrogenasa (AD):** Se determinó siguiendo el método de Trevors (1984), modificado por García et al. (1993). Un gramo de suelo fue incubado durante 20 horas a 20 °C en oscuridad con 0.2 mL de 2-p-iodofenil-3-p-nitrofenil-5-feniltetrazolio (INT) al 4 % como sustrato. Finalizada la incubación, el iodonitrotetrazolioformanzán producido fue extraído con 10 mL de metanol y la absorbancia fue medida con espectrofotómetro a  $\lambda=490$  nm.

**Actividad Ureasa (UR):** Se añadieron 2 mL de tampón fosfato 0.1 M a pH 7 y 0.500 mL de urea 1.06 M a 0.500 g de suelo y se incubó durante 90 minutos a 30° C. El amonio liberado en la reacción hidrolítica fue medido con espectrofotómetro a  $\lambda=636$  nm (Kandeler y Gerber, 1988; Nannipieri et al., 1980).

**Actividad  $\beta$ -Glucosidasa (GLU):** Se determinó por incubación de 1 gramo de suelo con 4 mL de 4-nitrofenil- $\beta$ -d-glucopiranosido en un tampón universal (MUB) de pH 6 (Tabatabai, 1982). El p-nitrofenol producido en la reacción enzimática fue determinado por espectrofotometría a  $\lambda=400$  nm.

**Actividad Fosfatasa (FO):** Para la determinación de esta actividad, se añadieron 4 mL de 4-nitrofenil fosfato MUB (pH 11) a 1 g de suelo (Tabatabai y Bremner, 1969). El p-nitrofenol producido en la reacción enzimática fue determinado por espectrofotometría a  $\lambda=398$  nm.

**Actividad Arilsulfatasa (ARS):** Se añadieron 4 mL de 4-nitrofenil sulfato 5 mM en tampón acetato 0.500 M (pH 5.8) a 1 gramo de suelo (Tabatabai y Bremner, 1970). Se incubó el suelo durante una hora a 37° C. Se refrigeraron las muestras a 2° C durante 15 minutos para detener la reacción, y el p-nitrofenol producido en la reacción enzimática fue determinado por espectrofotometría a  $\lambda=410$  nm.

#### **3.5.4. Medidas “in situ”**

Además de los parámetros descritos anteriormente, se determinó en campo:

**Resistencia a la Penetración del Terreno:** Se utilizó un penetrómetro de mano Eijkelkamp con punta cónica de 1 cm<sup>2</sup>, introduciéndolo en el terreno hasta los 45 cm de profundidad. Dicha determinación se realizó una vez al año, en noviembre, cuando el contenido de agua del suelo estaba próximo a la capacidad de campo (Bradford, 1986).

**Humedad volumétrica del suelo:** Se utilizó una sonda de capacitancia Delta-T Device HH2 con un medidor Type PR-1 (Qi y Helmers, 2008), esta recogía datos de humedad con un valor en porcentaje, para introducirla en el suelo y realizar las medidas se introdujeron unos tubos microperforados estáticos, ubicando dos tubos estáticos en cada una de las parcelas irrigadas por aspersión, colocándolos a una profundidad de 40 cm desde la superficie, con ayuda de una barrena de media caña que cuenta con el mismo diámetro del receptor de la sonda PR-1. El orificio descubierto del tubo se le colocó un tapón de polietileno para así evitar la entrada de agua ,además de un anillo de goma en la superficie del suelo, que hiciera la función de junta para evitar posibles filtraciones del agua de riego (**Figura 3.15**).



**Figura 3.15.** Sonda de humedad Delta-T Device Type PR-1 utilizada en la medición in-situ. Medición de inicio de cultivo.

## **3.6. Agronomía**

### **3.6.1. Muestreo**

Una vez implantado el cultivo y tras la nascencia, se delimitó un área de muestreo de 2 m<sup>2</sup> en el interior de cada subparcela para realizar el seguimiento de los parámetros agronómicos del cultivo, obteniéndose así 6 m<sup>2</sup> de superficie para cada tratamiento. Visitas periódicas a la parcela de ensayo permitieron un seguimiento de la evolución del estado del cultivo y de la fenología a lo largo del ciclo del mismo.

### **3.6.2. Parámetros Agronómicos**

Una vez alcanzada la madurez del grano, se procedió a la cosecha de toda la biomasa existente en el área de muestreo para determinar los indicadores y componentes de la cosecha más importantes. Para cada tratamiento se realizó un estudio de los siguientes parámetros:

**Índice de nascencia (IN):** Se determinó teniendo en cuenta el número de plantas por m<sup>2</sup> observado, así como la dosis de siembra y el peso de las semillas utilizadas para la misma, con el objetivo de determinar el porcentaje de semillas germinadas con respecto a las aplicadas inicialmente.

**Número de panículas por m<sup>2</sup> (PANM<sup>2</sup>):** Se determinó durante el estadio fenológico de madurez completa (BBCH 89) (Lancashire et al., 1991), al final del ciclo. La determinación se realizó en laboratorio mediante conteo directo de todas las panículas presentes en la biomasa cosechada.

**Número de hijos por planta (NH):** Se determinó de forma indirecta, y teniendo en cuenta que los únicos hijos interesantes desde el punto de vista productivo son aquellos que llegan a formar una panícula. Para su cálculo se aplicó la siguiente fórmula:

$$\text{Número de hijos por plantas} = \left( \frac{\text{Número de panículas por m}^2}{\text{Número de plantas por m}^2} \right) - 1$$

**Longitud de la panícula (LPAN):** Se determinó seleccionando seis panículas representativas para cada subparcela (18 por cada tratamiento) durante el estadio fenológico de madurez completa (BBCH 89) (Lancashire et al., 1991), midiendo su longitud desde el nudo inicial del raquis de la panícula hasta el último grano.

**Número de granos por panícula (GRPAN):** Se determinó mediante conteo directo del número total de granos presentes en las panículas descritas anteriormente.

**Porcentaje de granos llenos (LLE):** Del número total de granos por panícula descrito anteriormente se determinaron, mediante conteo directo, el número de granos llenos y de granos vacíos, representando el porcentaje de granos llenos con respecto al total.

**Peso de los mil granos (P1000):** Se procedió al conteo de mil granos utilizando un contador electrónico de semillas modelo Swantech-SC2 proporcionado por Sadkiewicz Instruments, para posteriormente realizar una pesada y normalizar el peso obtenido al 14 % de humedad.

**Rendimiento agronómico:** Para determinar el rendimiento se procedió al desgranado manual de todas las panículas cosechadas en el área de muestreo y posterior pesada de los granos resultantes. El peso de los granos obtenidos por m<sup>2</sup> se extrapola a kg ha<sup>-1</sup>, normalizado al 14 % de humedad, previa limpieza y selección de semillas.

**Producción de biomasa (PBIO):** Para la determinación de este parámetro se conservó toda la parte aérea de la planta (a excepción del grano) y se procedió a su secado en estufa a 70° C durante 72 horas. Finalmente, se procedió a la pesada del material vegetal, extrapolando el peso de la paja de arroz obtenido por m<sup>2</sup> a kg M.S. ha<sup>-1</sup>.

**Índice de cosecha (ICOSE):** Para el cálculo del índice de cosecha se tuvo en cuenta el rendimiento del cultivo y la correspondiente biomasa aportada por la parte aérea de la planta. Al presentar REND y PBIO las mismas unidades, el índice resultante es adimensional.

$$\text{Índice de Cosecha} = \frac{\text{Rendimiento}}{(\text{Rendimiento} + \text{Producción de Biomasa})}$$

**Productividad del agua (PH<sub>2</sub>O):** El cálculo de la productividad (g L<sup>-1</sup>) del agua aportada al cultivo se realizó de la siguiente manera:

$$\text{Productividad del agua} = \frac{\text{Rendimiento}}{\text{Agua aportada}}$$

**Densidad y control de malas hierbas:** La densidad de malas hierbas presente en los diferentes sistemas de manejo fue analizada de la siguiente manera. En bandejas alveoladas se dispusieron muestras de suelos correspondientes a los años 2015 y 2017 para la profundidad de 0-20 cm, por

triplicado para cada tratamiento y bajo dos condiciones de riego, aeróbico al 80% de la capacidad de campo y anaeróbico con una relación 1:1.25 (p:v) de suelo y agua. Dichas bandejas alveoladas fueron introducidas en cámara de cultivo, a temperatura controlada de 25 °C y unas condiciones lumínicas de 12 horas de oscuridad y 12 horas de luz. Transcurridos 12 días, se procedió a contar el número de malas hierbas germinadas (densidad de malas hierbas) y posteriormente fueron retiradas y pesadas. Una vez llegados a este punto, se procedió a sembrar semillas de *Echinochloa crus-galli* L., procedentes de la parcela de estudio. Se seleccionó esta mala hierba porque subcita un interés general en la problemática de eliminación de malas hierbas del arroz. Después de un periodo fenológico comprendido entre 1 - 7 hojas verdaderas de la especie vegetal *Echinochloa*, se aplicó el herbicida de contacto Nominee (bispiribac-sodio), con el objetivo de analizar la eficacia de este herbicida en el control de la mala hierba, usando para ello la siguiente ecuación, en la que valoramos el efecto control que posee este agente químico contra la mala hierba de la especie *Echinochloa crus-galli* (L.). Esta medición se llevo a cabo de la siguiente manera:

$$Eficacia\ herb. = \frac{(Peso\ MH\ Sin\ herbicida - Peso\ MH\ Con\ herbicida)}{Peso\ MH\ Sin\ herbicida} \times 100$$

M H: Malas hierbas

### 3.7. Seguridad alimentaria

Para determinar el contenido en metales pesados de los suelos, se utilizaron las muestras recogidas a la profundidad de 0-20 cm, empleadas para la determinación de las propiedades edáficas, descritas en el apartado 3.5.2. Análisis de propiedades físicas y físico-químicas. También fue analizada la concentración de metales pesados en los granos de arroz. Para ello, se toman muestras de los granos utilizados para calcular el rendimiento agronómico. La preparación consistió, en tomar una muestra de 12 - 15 g de arroz por subparcela, y se procedió a descascarillarlo manualmente (eliminar palea y lemma). Una vez el arroz se encuentra sin el tegumento, se comenzó a moler las muestras individualmente de cada subparcela utilizando un mortero de ágata para su posterior tamizado sobre una malla 0.2 mm de luz. Los metales

analizados tanto en suelos como en los granos de arroz fueron Arsénico, Cadmio, Cromo, Cobre, Níquel, Plomo y Zinc. En primer lugar se realizó una digestión ácida en microondas (MARSPress, CEM) con HNO<sub>3</sub> y H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> concentrados (Sun et al., 2009) para posteriormente determinar los elementos mediante espectrometría de emisión por plasma (ICP)

Realizando el cálculo de la concentración del metal de la siguiente manera:

$$\frac{C * F}{P} = mg \text{ Metal/kg}$$

Donde: C: Concentración de metal leída directamente en el IPC-MS (mg/l); F:Factor de dilución; P: Peso de la muestra en g utilizados para realizar el análisis.

En la **Tabla 3.6**, propiedades del alperujo compostado, en el apartado 3.4.1 Alperujo compostado, se muestran la concentración de metales presentes en la muestra de compost aplicada a los tratamientos SDC, LCC y LCIC. Según dicta el Real Decreto 506/2013 de 28 de junio, sobre productos fertilizantes, en su anexo V, punto 5 (límite máximo de metales pesados), el compost de alperujo utilizado en el presente trabajo se clasifica como clase A, al no sobrepasar en ningún metal los límites más restrictivos.

### **3.8. Estudio económico**

Se realizó mediante la consulta y estimación de datos contables de explotaciones arroceras de tamaño medio, presentándose resultados que pueden ser estimados como una referencia muy próxima a los costes reales de producción. La clasificación de costes utilizada fue la propuesta por Caballero et al (1992), atendiendo a una estructura de costes variables y fijos, siendo una de las más aceptadas. Los resultados que se presentan se refieren al cálculo de los costes de cultivo, realizándose estimaciones de:

**Costes variables:** Se consideraron costes variables los costes originados por los factores de producción utilizados o destruidos durante el proceso productivo. Estos factores de producción se agruparon en los siguientes



apartados: materias primas (semillas, fertilizantes, fitosanitarios, etc.), alquiler de maquinaria (estimado a partir de los precios de mercado de la zona) y mano de obra (calculada en función de los tiempos medios empleados en cada caso y del precio de mercado de mano de obra eventual regulada por el convenio colectivo del campo). Con el fin de obtener una visión de los datos que facilite la comparación entre los distintos sistemas de manejo propuestos, también se procedió a la representación de los costes variables agrupados en distintos tipos de labores u operaciones culturales.

**Costes fijos:** Se calcularon como el conjunto de costes asociados a factores que no se agotan en un solo proceso productivo y pueden seguir utilizándose en los periodos siguientes (instalaciones de riego, canon de agua, etc.). En este apartado se incluyen los costes de explotación (personal, seguros sociales, seguros, etc.), así como los costes de dirección, gestión y administración.

**Ingresos totales:** Se estimaron considerando la producción media de cada tratamiento estudiado (SD, SDC, LC, LCC, LCI y LCIC) durante la experiencia completa del proyecto, así como todos los ingresos asociados a la actividad productiva (ayudas, primas, etc.).

**Rentabilidad:** Teniendo en cuenta los Ingresos Totales (IT) y los diferentes costes, se denominó Costes Totales (CT) a la suma de los Costes Fijos (CF) y los Costes Variables (CV). Así se calculó el Margen Bruto (MB) como resultado de restar a los Ingresos Totales (IT) los Costes Variables (CV). El Margen Neto (MN) se calculó restando a los Ingresos Totales (IT) los Costes Totales (CT).

$$CT = CF + CV$$

$$MB = IT - CV$$

$$MN = IT - CT$$

### 3.9. Emisiones de gases de efecto invernadero

Durante los tres años de estudio (2015, 2016 y 2017), al inicio de cada campaña agrícola y previa a la ejecución de las labores culturales, campanas de captación de gases, que fueron colocadas para el seguimiento de los gases de efecto invernadero  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ . Las emisiones de estos gases fueron monitorizadas durante todo el ciclo del cultivo del arroz, de Mayo a Octubre. Para ello, se utilizaron cámaras cerradas y estáticas de polietileno de alta densidad de 40 cm de diámetro y 30 cm de altura en impermeabilizadas en su interior con teflón. Las cámaras se introdujeron en el suelo hasta una profundidad de 10 cm con el objetivo de obtener un sellado adecuado y evitar posibles fugas. Se colocaron 6 cámaras por tratamiento (2 por subparcela). El extremo superior de las cámaras se encontraba abierto al aire y se cerraba en el momento de cada muestreo con una tapa mediante un cierre metálico. En la tapa se instaló una vía con llave de paso para facilitar la toma de muestra de la atmósfera del interior de la cámara, con la ayuda de una jeringa, asegurando en todo momento la hermeticidad del procedimiento (**Figura 3.16**). La toma de muestra se realizó con una periodicidad aproximadamente quincenal, o inferior cuando las labores del cultivo así lo exigieron.



**Figura 3.16.** Recogida de gases de efecto invernadero del interior de la campana en la parcela experimental.

Las muestras de gases fueron recogidas en viales de cristal, en los que previamente se había realizado al vacío. Dichos viales fueron almacenados en oscuridad y conservados a una temperatura de 20 °C, hasta su posterior

análisis, el cual se produjo a la mayor brevedad posible sin exceder en ningún caso 48 horas de almacenamiento.

En el interior de cada cámara se introdujo un ventilador con un sistema de cableado que permitiría encender los mismos desde el exterior de la cámara, con el objetivo de homogeneizar el aire antes de cada medida (**Figura 3.17**). En cada toma de muestra se registró la temperatura interior de la cámara en el momento del muestreo y se procedió a recoger muestras de suelo junto a cada cámara con el objetivo de determinar la humedad del suelo.



**Figura 3.17.** Cámara estática de polietileno de alta densidad con el ventilador.

Las muestras de gases fueron analizadas con un detector selectivo de masas (MS) modelo 5973 de Agilent (USA), unido mediante una interfase a un cromatógrafo de gases (GC) 6890N de Agilent (USA). La columna usada fue una CP Pora Plot Q capillary column de VARIANT Inc, (USA) 27.5 m, 0.320 mm y 10  $\mu\text{m}$  (**Figura 3.18**). Se utilizó He (Praxair, Madrid, España) como gas portador. Para determinar los flujos de las emisiones de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{CH}_4$  en cada cámara se realizaron dos tomas, una a tiempo cero, es decir justo al cerrar la cámara y otra toma transcurridos 30 minutos desde el cierre de la cámara. Para ello se evaluó al comienzo del experimento el incremento lineal de la concentración de gas, de manera que se tomaron muestras de la atmósfera interior de la cámara a los 0, 15, 30, 45 y 60 minutos de su cierre, eligiendo el tiempo 30 minutos, en base a los resultados obtenidos (Fangueiro et al., 2017). Así los flujos de emisión de  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$  ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3} \text{min}^{-1}$ ) fueron calculados a partir de la siguiente ecuación:

$$F = \frac{(Ct30 - Ct0)}{30}$$

Donde  $C$  ( $m^3 m^{-3}$ ) es la concentración de gas en el tiempo 0 o 30 minutos.

Las tasas de emisión de  $CO_2$ ,  $CH_4$  y  $N_2O$  ( $g C$  ó  $N ha^{-1} d^{-1}$ ) para cada toma de muestra se calculó utilizando la siguiente ecuación:

$$TE = \frac{F \times M}{V \times \left(\frac{273 + T}{273}\right)} \times H \times K \times 10000$$

Donde  $F$  es la concentración de gas ( $m^3 m^{-3} min^{-1}$ ),  $M$  es el peso molecular del gas ( $44 g mol^{-1}$  para  $CO_2$  o  $N_2O$  y  $16 g mol^{-1}$  para  $CH_4$ ),  $V$  es el volumen de un gas ideal ( $0.0224 m^3 mol^{-1}$ ),  $T$  es la temperatura durante el período de muestreo (en  $^{\circ}C$ ),  $H$  es la altura de la cámara (m) y  $K$  es el tiempo corregido para una duración de 1 día (1440 min).

Con respecto al flujo de emisión acumulado durante todo el periodo de estudio este fue calculado mediante la integración de la curva de emisión entre los días de muestreos.



**Figura 3.18.** Cromatógrafo de gases (GC) 6890N de Agilent.

El Potencial de Calentamiento Global (GWP), que es una medida estimada de como las emisiones de gases de efecto invernadero contribuyen al calentamiento global, fue calculado convirtiendo las emisiones de  $N_2O$  y

CH<sub>4</sub> a CO<sub>2</sub> equivalente. Para ello, el GWP de los diferentes tratamientos se calculó utilizando la siguiente ecuación (IPCC, 2013):

$$GWP (Mg CO_2eq ha^{-1}) = (CO_2) + (CH_4 * 28) + (N_2O * 265)$$

Donde: CO<sub>2</sub>: flujo acumulado de CO<sub>2</sub> (Mg ha<sup>-1</sup>); CH<sub>4</sub>: flujo acumulado de CH<sub>4</sub> (Mg ha<sup>-1</sup>); N<sub>2</sub>O: flujo acumulado de N<sub>2</sub>O (Mg ha<sup>-1</sup>).

Sobre la base de un marco de tiempo de 100 años, los coeficientes de GWP de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O son 28 y 265, respectivamente, cuando se toma el valor de GWP de CO<sub>2</sub> como 1 (IPCC, 2013). Esto significa que las emisiones de 1 millón de toneladas métricas de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, respectivamente, son equivalentes a las emisiones de 28 y 265 millones de toneladas métricas de CO<sub>2</sub>.

El cálculo del Potencial de Calentamiento Global en base al rendimiento agronómico (GWP) se realizó en base a la siguiente ecuación:

$$GWPr (kg CO_2 eq kg grano^{-1}) = \frac{GWP (kg CO_2 eq ha^{-1})}{Rendimiento Agronómico (kg grano ha^{-1})}$$

### 3.10. Balance de CO<sub>2</sub>

El balance de CO<sub>2</sub> se ha realizado en aquellos tratamientos que no han recibido el compost de alperujo como enmienda orgánica, es decir en SD, LC, y LCI, con el objetivo de identificar el efecto del sistema de manejo en sí en el balance de CO<sub>2</sub>. Y en el caso de los tratamientos enmendados con compost de alperujo se ha determinado el efecto directo y residual de la aplicación de la enmienda (primer y tercer año de estudio respectivamente) con respecto a los tratamientos originales.

Para evaluar el efecto de los diferentes tratamientos en el balance de CO<sub>2</sub> se ha tenido en cuenta el valor del carbono orgánico total a la profundidad de 0 - 10 cm al inicio y final del estudio (2015-2017), mediante la siguiente ecuación:

$$CO_2 \text{ fijado } (t \text{ ha}^{-1}) = COT \text{ 2017} - COT \text{ 2015 en } (t \text{ ha}^{-1}) * \frac{44}{12}$$

Por último, el balance neto de CO<sub>2</sub> fijado es extrapolado con los datos de superficies actualizadas, existentes en la Unión Europea y en España.

### 3.11. Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos fueron llevados a cabo utilizando el programa IBM SPSS Statistics 19 para Windows. Se realizó un ANOVA de medidas repetidas con la intención de determinar la influencia de los factores intra-sujetos (Año) e inter-sujetos (Tratamiento) en los valores de todas las variables estudiadas y la interacción entre ambas. Una vez definidos los factores intra e inter sujetos, se realizó una prueba de esfericidad de Mauchly (Mauchly, 1940) con el objetivo de determinar si la matriz de varianzas es circular o esférica. Para las variables que no cumplían el supuesto de esfericidad se aplicó un índice corrector épsilon (Box, 1954), en concreto el índice Greenhouse-Geisser (Geisser y Greenhouse, 1958) por ser la estimación más conservadora. Este análisis estadístico permitió determinar por separado los efectos que tuvieron sobre las variables dependientes la variable intra-sujeto, la variable inter-sujeto, así como la influencia de sus interacciones.

Por otro lado, se realizaron dos ANOVA de un factor para cada variable dependiente teniendo en cuenta el factor Año y el factor Tratamiento por separado, con el objetivo de encontrar diferencias significativas entre los diferentes tratamientos para un mismo años, y entre años para un mismo tratamiento, realizando los test post-hoc de Duncan, con el fin de obtener grupos homogéneos.

Además, se realizaron análisis de correlaciones bivariadas utilizando el coeficiente de correlación de Pearson y pruebas de significación bilaterales para determinar aquellas correlaciones que fueran estadísticamente significativas. Para todas las pruebas realizadas se ha utilizado un nivel de probabilidad del 5 % para aceptar o rechazar la hipótesis nula.







## 4. Resultados y Discusión

### 4.1. Suelo

#### 4.1.1. Propiedades físico-químicas

Los resultados obtenidos en el análisis de la varianza para medidas repetidas de las propiedades físico-químicas seleccionadas se muestran en la **Tabla 4.8**, así como el nivel de significación para el tratamiento (variable inter-sujeto), para el año (variable intra-sujetos) y la interacción entre ambas (Tratamiento x año).

**Tabla 4.8.** Análisis de la varianza de medidas repetidas para las propiedades físico-químicas de los suelos.

	Tratamiento		Año		Tratamiento x año	
	F	Sig	F	Sig	F	Sig
<b>COT</b>	276	***	29.4	***	24.3	***
<b>COH</b>	63.5	***	7.27	***	8.00	***
<b>AH</b>	33.1	***	85.4	***	5.70	***
<b>AF</b>	5.95	**	44.1	***	4.36	**
<b>IH</b>	29.8	***	75.7	***	11.8	***
<b>GP</b>	0.938	NS	0.572	NS	1.04	NS
<b>CE</b>	47.6	***	93.8	***	80.7	***
<b>pH</b>	853	***	74.9	***	61.5	***
<b>NT</b>	68.7	***	181	***	1.73	NS
<b>P</b>	52.1	***	42.5	***	3.67	**

**COT:** Carbono Orgánico Total; **COH:** Carbono Orgánico Hidrosoluble; **AH:** Ácidos Húmicos; **AF:** Ácidos Fúlvicos; **IH:** Índice de Humificación; **GP:** Grado de Polimerización; **CE:** Conductividad Eléctrica; **NT:** Nitrógeno Total; **P:** Fósforo asimilable.

\*, \*\* y \*\*\* indican significación al 0.05, 0.01 y 0.001 de nivel de probabilidad, respectivamente. NS: no significancia

Los grados de significancia en las variables obtenidas por el ANOVA de medidas repetidas muestran que tanto el año como el tratamiento influyen significativamente en los valores de las propiedades físico-químicas seleccionadas. La interacción Tratamiento - año también mostró significancia en la mayoría de las propiedades seleccionadas, indicando por tanto, que el sistema de manejo aplicado tiene un efecto diferente en los valores que presentan las propiedades físico-químicas del suelo en cada año del estudio.

En la **Tabla 4.9**, se muestra el efecto de los diferentes sistemas de manejo en el cultivo del arroz sobre las propiedades físico-químicas de los suelos a lo largo de los años de estudio.

**Tabla 4.9.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo en las propiedades físico-químicas del suelo (0-20 cm).

2015	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>COT (g kg<sup>-1</sup>)</b>	10.2aA	21.3dC	10.7aA	15.6bA	10.9aA	20.3cAB
<b>COH (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	210cA	448dA	137bA	497eB	72.7aA	490eC
<b>AH (g kg<sup>-1</sup>)</b>	1.62bB	2.35dB	1.34aB	2.02cB	1.50abB	1.60bB
<b>AF (g kg<sup>-1</sup>)</b>	1.10cC	1.29dB	0.965bA	1.29dC	0.848aB	1.02bB
<b>IH</b>	15.9dB	11.0bB	12.5cB	12.9cB	13.7cC	7.90aB
<b>GP</b>	1.48aA	1.82cB	1.39aB	1.58abA	1.77bcB	1.57abA
<b>CE (mS cm<sup>-1</sup>)</b>	2.14aA	3.69bB	3.74bB	4.19cB	3.60bB	4.46cB
<b>pH</b>	5.77cA	6.58eB	5.64bB	5.99dA	4.93aA	6.06dB
<b>NT (g kg<sup>-1</sup>)</b>	0.720aA	1.82bA	0.811aA	1.53bA	0.771aA	1.61bA
<b>P (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	35.5bcB	38.3dB	34.8cA	35.7cA	29.2aB	32.9bA
2016	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>COT (g kg<sup>-1</sup>)</b>	10.0aA	16.5cA	11.3aA	17.4cB	13.4bB	22.0dB
<b>COH (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	309bB	533cA	335bB	519cB	113aB	401bcB
<b>AH (g kg<sup>-1</sup>)</b>	1.14bA	1.35bA	1.17bA	1.59cA	0.660aA	1.25bA
<b>AF (g kg<sup>-1</sup>)</b>	0.810abcA	0.929cA	0.920bcA	0.761aA	0.773aA	0.784abA
<b>IH</b>	11.4dA	8.16bA	10.4cdA	9.14bcA	4.91aA	5.70aA
<b>GP</b>	1.41bA	1.47bA	1.27abB	2.13cA	0.861aA	1.59bA
<b>CE (mS cm<sup>-1</sup>)</b>	2.49bA	3.63dAB	2.21aA	2.40abA	3.07cA	4.56eB
<b>pH</b>	5.86dB	6.42eA	5.41bA	6.56fC	5.27aB	5.76cA
<b>NT (g kg<sup>-1</sup>)</b>	1.52aB	2.37dB	1.59bB	2.15cB	1.47aB	2.31dB
<b>P (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	37.0bC	40.8cB	40.9cC	43.4cB	28.9aB	31.4aA

**COT:** Carbono Orgánico Total; **COH:** Carbono Orgánico Hidrosoluble; **AH:** Ácidos Húmicos; **AF:** Ácidos Fúlvicos; **IH:** Índice de Humificación; **GP:** Grado de Polimerización; **CE:** Conductividad Eléctrica; **NT:** Nitrógeno Total; **P:** Fósforo asimilable.

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

**Continuación. Tabla 4.9.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo en las propiedades físico-químicas del suelo (0-20 cm).

2017	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>COT (g kg<sup>-1</sup>)</b>	15.1cB	19.1eB	13.1aB	18.2dB	13.9bB	19.1eA
<b>COH (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	316bC	498dA	336bcB	395cA	220aC	325bA
<b>AH (g kg<sup>-1</sup>)</b>	1.44aA	2.24cB	1.55aC	2.40cC	1.48aB	1.88bC
<b>AF (g kg<sup>-1</sup>)</b>	0.946aB	1.24dB	1.48eB	1.13cB	1.03bC	1.19cdC
<b>IH</b>	9.53aA	11.7cC	11.9cB	13.2dB	10.7bB	9.81aC
<b>GP</b>	1.53bA	1.81cB	1.05aA	2.12dA	1.44bB	1.58bA
<b>CE (mS cm<sup>-1</sup>)</b>	3.96cB	3.44abA	4.62dC	3.73bcB	3.37aAB	3.29aA
<b>pH</b>	6.08cC	6.61eB	5.61aB	6.35dB	5.65aC	5.80bA
<b>NT (g kg<sup>-1</sup>)</b>	1.81bC	2.38dB	1.67aB	2.24cB	1.85bC	2.48dC
<b>P (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	30.1bA	34.6cA	36.9cB	36.8cA	26.6aA	35.8cB

COT: Carbono Orgánico Total; COH: Carbono Orgánico Hidrosoluble; AH: Ácidos Húmicos; AF: Ácidos Fúlvicos; IH: Índice de Humificación; GP: Grado de Polimerización; CE: Conductividad Eléctrica; NT: Nitrógeno Total; P: Fósforo asimilable.

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

#### 4.1.1.1. Carbono Orgánico Total

De forma general, el contenido en carbono orgánico total (COT) presente en los tratamientos originales fue bajo (10.0 - 15.1 g kg<sup>-1</sup>), situación típica de los suelos agrícolas de ambiente mediterráneo, fundamentalmente porque la descomposición del carbono por la actividad microbiana se ve favorecida ante estas condiciones climáticas (Melero., et al 2009). En el primer año de estudio, no se observaron diferencias significativas en los valores registrados de COT para los suelos originales (10.2 - 10.9 g kg<sup>-1</sup>), debido al corto periodo de implantación de los manejos y debido a que todos los tratamientos fueron implantados en una parcela en donde se había cultivado arroz de forma tradicional (sistema de riego anaeróbico con técnicas de laboreo convencional) durante unos 12 años de antigüedad. Sin embargo, transcurridos tres años desde la implantación de los diferentes sistemas de manejo, se observa como el tratamiento SD mostró un contenido en COT (15.1 g kg<sup>-1</sup>) significativamente

superior en comparación con LC ( $13.1 \text{ g kg}^{-1}$ ) y LCI ( $13.9 \text{ g kg}^{-1}$ ), demostrando como las prácticas de no laboreo pueden incrementar el contenido en materia orgánica del suelo (Gonzalez-Rosado et al., 2020; Fiorini et al., 2020a), debido fundamentalmente a la cantidad de restos vegetales procedentes de la cosecha aportados año a año al suelo, mediante este sistema de manejo (**Figura 4.19**). Estudios llevados a cabo por Sánchez-Llerena (2014) observaron que la cantidad de biomasa aportada en el cultivo del arroz puede rondar las  $6 \text{ t ha}^{-1}$  al año, bajo unas condiciones edafoclimáticas muy parecidas a las del presente estudio.



**Figura 4.19.** Nascencia del arroz sobre los restos de cobertura vegetal de la campaña anterior, manejo de siembra directa mediante riego aeróbico.

Con respecto al efecto que provoca el tipo de riego empleado en los niveles de COT del suelo cuando este es sometido a laboreo convencional, se observa una tendencia clara a lo largo de todo el estudio, presentando el sistema anaeróbico (LCI) valores superiores, incluso significativamente en el segundo y tercer año de estudio, en comparación con el sistema aeróbico (LC), (**Tabla 4.9**). Por tanto, el sistema de riego adquiere una importancia vital a la hora de explicar el comportamiento del COT en el suelo (Balesdent et al., 2000). Bajo condiciones de anaerobiosis, la mineralización de la materia orgánica es más lenta que la ocurrida bajo el sistema aeróbico, debido a que presenta unas

condiciones de oxigenación y humedad menos favorables para una rápida mineralización de la materia orgánica (Arif et al., 2018).

La aplicación de compost de alperujo provocó incrementos significativos en los niveles de COT en todos los tratamientos estudiados a lo largo de todos los años del estudio (**Tabla 4.9**), a pesar de que dicha aplicación se realizó una única vez a comienzos del estudio (Abril 2015). En comparación con los tratamientos originales, la aplicación de compost de alperujo incrementó los niveles de COT, por un factor de 1.80 veces, de media para todos los tratamientos. Este resultado es de gran importancia en los suelos agrícolas de ambiente mediterráneo, pues como se ha dicho anteriormente, los niveles de este constituyente son en general bajos o muy bajos. Además, el incremento en los niveles de COT que experimentan los tratamientos enmendados podría aumentar la capacidad de retención de agua en estos tratamientos (Ozdemir et al., 2020) y compensar así el déficit hídrico al que podría estar expuesto el cultivo bajo el sistema aeróbico, lo que puede ocasionar un incremento en la productividad del agua y del cultivo. En el tercer año de estudio (2017), los niveles de COT fueron aún significativamente superiores en los tratamientos enmendados en comparación con los tratamientos originales, a pesar de que habían transcurrido tres años desde la aplicación del compost. En particular, en el tratamiento SDC el contenido en COT incrementó por un factor de 1.26 veces con respecto a SD, en LCC el incremento fue de 1.39 veces con respecto a LC, y en LCIC el incremento fue de 1.37 veces con respecto a LCI (**Tabla 4.9**). Por tanto, los incrementos observados en el tercer año de estudio (efecto residual) fueron inferiores a los observados durante el primer año (efecto directo), debido a la mineralización de la enmienda aplicada. Además, al igual que ocurría en los tratamientos originales, el contenido en COT presente en el tratamiento LCIC es significativamente superior al observado en LCC a lo largo de todo el estudio (**Tabla 4.9**), demostrando por tanto, que el tipo de riego empleado afectó significativamente a la cantidad de materia orgánica presente en el suelo, siendo esta superior bajo condiciones de anaerobiosis.

#### 4.1.1.2. Carbono Orgánico Hidrosoluble

La implantación de técnicas eficientes en el consumo de agua (sistemas aeróbicos) supuso un aumento de los valores de carbono orgánico hidrosoluble (COH). Así, durante los tres años de estudio, los tratamientos SD y LC presentaron valores de COH significativamente superiores al tratamiento LCI. Resultados similares fueron observados por Yang et al. (2020), demostrando que los sistemas de riego aeróbico aumentaron los valores de COH en torno a un 12.5 % frente al sistema de manejo tradicional.

Los tratamientos enmendados en condiciones aeróbicas incrementaron los niveles de COH, de 2 a 4 veces bajo el sistema de siembra directa y laboreo convencional, respectivamente, en el 2015 (efecto directo) y de 1.60 a 1.20 veces en siembra directa y laboreo convencional, respectivamente, en el 2017 (efecto residual). Del mismo modo, en los tratamientos anaeróbicos, la aplicación de compost también incrementó los valores de COH de forma significativa con respecto al tratamiento original, de 6.70 y 1.50 veces en 2015 y 2017, respectivamente. Sin embargo, y al igual que ocurre en los tratamientos originales, en condiciones anaeróbicas, la cantidad de COH presente en los suelos es significativamente inferior a la registrada en condiciones aeróbicas independientemente del sistema de manejo. Así, en el año residual en LCIC se observa un descenso del 35 % y del 18 % de la cantidad de COH con respecto a SDC y LCC, respectivamente, indicando de nuevo como el tipo de riego es un factor determinante en el comportamiento del COH del suelo.

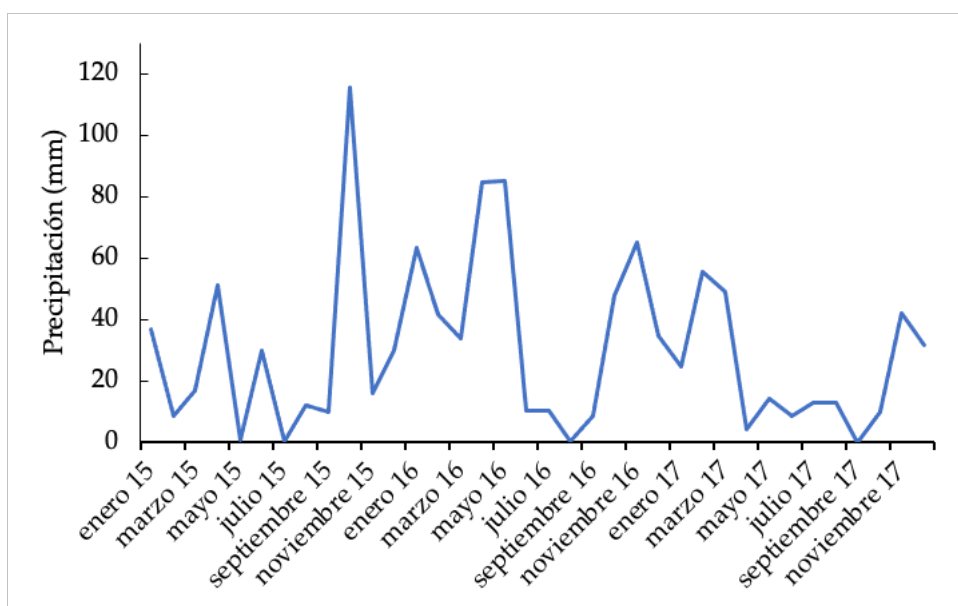
La antigüedad de los tratamientos afectó significativamente al contenido en COH (**Tabla 4.9**), aunque este efecto fue diferente en función de la aplicación o no de compost. Con el paso del tiempo, en los tratamientos originales, los niveles de COH incrementaron de forma significativa, independientemente del sistema de manejo. Sin embargo, aquellos tratamientos que recibieron la aplicación de compost y son sometidos a laboreo, independientemente del sistema de riego empleado, sus niveles de COH descienden de forma significativa con el paso del tiempo. Por el contrario, en el tratamiento SDC no existieron variaciones significativas en el contenido en COH con el transcurso de los años.

#### 4.1.1.3. Ácidos fúlvicos y húmicos

Las sustancias húmicas del suelo son una parte vital de la calidad y la fertilidad del mismo (Wu et al., 2019). Las prácticas de labranza realizadas en el suelo son uno de los factores más importantes que afectan a las sustancias húmicas. Así, en los últimos años, algunos investigadores han observado como las sustancias húmicas del suelo están influenciadas por diferentes prácticas agrícolas como la rotación de cultivos, el grado de laboreo y las prácticas de gestión de residuos (Saikia et al., 2019).

Los ácidos fúlvicos (AF), son una parte importante de las sustancias húmicas del suelo, se trata de polímeros de cadena corta con bajo peso molecular solubles en medio ácido y alcalino. Los datos presentados en la **tabla 4.9**, muestran como el tratamiento SD presenta unos niveles de AF significativamente superiores a los observados en LC y, especialmente en el caso de LCI, durante el primer año de estudio. Sin embargo, en 2016, se observa un descenso generalizado de los niveles de AF presentes en estos suelos. En el caso de los tratamientos aeróbicos (SD y LC) el descenso con respecto a 2015 fue de un 30 % de media entre ambos sistemas de manejo, y en el caso del tratamiento anaeróbico LCI fue aproximadamente de un 9 %. Este comportamiento puede ser explicado por las fuertes lluvias ocurridas durante el invierno y la primavera del año 2016, con unos registros de precipitación en este periodo de tiempo de 310 mm mientras que en 2015 y 2017 fueron de 115 y 147 mm, respectivamente (**Figura 4.20**). Por tanto, estas elevadas precipitaciones pudieron disminuir o ralentizar la descomposición de la materia orgánica y por tanto su humificación. Resultados similares han sido descritos por Martín-Neto et al. (1998) y López-Piñeiro et al. (2016) quienes observaron que la mineralización y la humificación de la materia orgánica dependen de factores climáticos como la precipitación. En 2017, se produce un incremento general de los niveles de AF con respecto a lo observado en 2016, con valores cercanos al inicio del estudio, año 2015, o incluso mayores como fue en el caso del tratamiento LCI, y especialmente en LC.





**Figura 4.20.** Evolución de las precipitaciones de 2015-2017 en la finca el Bercial (Talavera la Real, Badajoz), REDAREX 2020.

La aplicación de compost de alperujo en el primer año de estudio (efecto directo) provocó un incremento significativo en los valores de AF, independientemente del tipo de laboreo y riego empleado (**Tabla 4.9**). Similares resultados han sido descritos por López-Piñeiro et al. (2007), quienes observaron incrementos en el contenido de AF tras la aplicación de alperujo en un suelo dedicado al cultivo del olivar, a corto plazo.

Al igual que ocurrió en los tratamientos originales, en el año 2016, se observó un descenso generalizado de los niveles de AF en los tratamientos enmendados, indicando que pudieron existir factores ajenos a los desarrollados en este estudio que ejercieron una importante influencia sobre los niveles de esta propiedad en el año 2016. Todo apunta, como se ha comentado anteriormente, que las abundantes lluvias ocurridas durante el invierno y la primavera de 2016 pudieron afectar al proceso de humificación de la materia orgánica (**Figura 4.20**). En 2017 (efecto residual), se registraron incrementos en todos los tratamientos que recibieron la enmienda, alcanzando valores estadísticamente similares entre sí y con los obtenidos en el primer año de estudio. Este incremento en los AF observado en 2017 podría provenir de la descomposición de la materia orgánica de 2016 y parte de la correspondiente a 2017. Resultados similares han sido descritos por Sánchez-Llerena et al.

(2016) en suelos dedicados al cultivo del arroz mediante el uso de diferentes sistemas de riego y laboreo.

Los ácidos húmicos (AH) son la parte más activa de la materia orgánica, compuestos de una mezcla de moléculas orgánicas complejas que se forman por descomposición y oxidación de la materia orgánica. Por tanto, la humificación es un proceso progresivo que lleva a la formación de AH y AF. De hecho, en este estudio ambos ácidos correlacionan de forma significativa ( $p < 0.01$ ) y positiva ( $r = 0.640$ ) entre ellos.

Con respecto a los niveles de AH de los suelos originales en el primer año de estudio (2015), estos oscilaron entre 1.62 y 1.34 g kg<sup>-1</sup> para SD y LC, respectivamente. Al igual que ocurría con los AF, en 2016 se produjo un descenso en la concentración de AH en todos estos tratamientos para después en 2017 incrementar hasta los niveles de 2015 (**Tabla 4.9**), debido probablemente a la elevada precipitación registrada en 2016 (**Figura 4.20**).

Las concentraciones de AH en 2015 (efecto directo) incrementaron significativamente en aquellos tratamientos que recibieron el compost de alperujo, aunque en diferente proporción en función del sistema de manejo empleado. Así, en el tratamiento SDC el contenido en AH incrementó por un factor de 1.44 con respecto a SD, en LCC fue de 1.51 con respecto a LC, y en LCIC fue de 1.07 con respecto a LCI. Esta situación revela que el sistema anaeróbico puede ralentizar la humificación de la materia orgánica procedente del compost de alperujo, en comparación con lo observado en el sistema aeróbico indistintamente del tipo de laboreo utilizado (Nath et al., 2016).

La tendencia en los niveles de AH para los tratamientos enmendados ha sido la misma que para los tratamientos originales y para los AF, con descensos generalizados en el año 2016, independientemente del tipo de riego aplicado y del tipo de laboreo ejercido, para en el año 2017 alcanzar valores iguales o incluso superiores a los de 2015 (**Tabla 4.9**). De hecho, en 2017, se produjeron unos incrementos con respecto a 2016 de 1.91 veces en el caso del tratamiento SDC, de 1.50 veces LCC, y de 1.77 veces en el caso del tratamiento LCIC. Transcurridos tres años desde la aplicación del compost, se observa

como el tipo de riego afecta significativamente al contenido en AH del suelo, de forma que los tratamientos aeróbicos, independientemente del sistema de laboreo empleado (SDC y LCC) presentan valores superiores al sistema anaeróbico (LCIC).

Se observa una correlación positiva y significativa, ( $p < 0.01$ ) entre el pH del suelo y el contenido en AH ( $r = 0.607$ ), debido probablemente a la precipitación de las complejas agrupaciones macromoleculares que componen los AH. Sin embargo, para los AF, precursores de los húmicos, no se observa correlación significativa con el grado de acidez o basicidad del suelo, debido probablemente a que estos se mantienen en fase líquida al ser solubles en medio ácido.

#### 4.1.1.4. Índice Húmico

La relación entre la fracción de AH y el contenido en COT está representado por el índice húmico (IH). En este sentido, en 2015, se observó que entre los tratamientos originales existieron diferencias significativas en esta propiedad (**Tabla 4.9**). Así, en el tratamiento en el que se implantó la siembra directa como sistema de manejo (SD) el IH fue significativamente superior a los tratamientos labrados de forma convencional, independientemente de si el tipo de riego empleado fue aeróbico (LC) o anaeróbico (LCI). En 2016, con respecto a 2015, se observa un descenso general del IH en todos los tratamientos originales, especialmente en el caso de los tratamientos SD donde este descenso fue de un 28.3 % y en LCI de un 64.2 %. Al tratarse de un índice calculado a partir del contenido en COT y AH, la evolución del mismo quedaría explicada al observar la evolución de los factores que componen este índice por separado. Por tanto, esta tendencia sería el resultado de la fuerte disminución de AH registrada de forma general en todos los tratamientos incluidos en este estudio durante el año 2016, como se ha detallado en el punto 4.1.1.3 del mismo.

Transcurridos tres años desde la implantación de los manejos (2017) se observa como el tipo de riego afecta de forma significativa al IH del suelo, de manera que bajo el sistema de riego aeróbico (LC) se obtienen valores de IH

significativamente superiores a los obtenidos bajo condiciones de anaerobiosis (LCI). También es importante señalar que el tipo de laboreo empleado afecta significativamente al IH, así el tratamiento LC presentan también valores significativamente superiores a SD, posiblemente como resultado de una menor aportación de materia orgánica al sistema y una mayor capacidad de degradación de la misma debido a las variaciones en las condiciones de oxigenación y estructura que introduce el laboreo del suelo (Denef et al., 2007; Baratella et al., 2015).

Con respecto a los tratamientos que recibieron el compost de alperujo, se observa como el efecto directo de dicha aplicación fue el descenso de los valores de IH, especialmente en el caso de SDC y LCIC (**Tabla 4.9**). De hecho, el valor de LCIC fue significativamente inferior al del resto de tratamientos en el primer año de estudio. Esta situación puede estar ocasionada por el incremento en COT que registraron los tratamientos tras recibir la enmienda y en el caso particular del tratamiento LCIC unido a la ralentización de la degradación de la materia orgánica procedente de la enmienda bajo las condiciones de anaerobiosis propias de este tratamiento. El efecto residual de la aplicación de la enmienda (2017) demuestra como los niveles de IH en este tercer año de estudio fueron superiores a los obtenidos en 2015 (efecto directo) aunque no de forma significativa, lo que demuestra que la importancia de la fracción húmica en relación al resto de componentes de la materia orgánica incrementa a medio plazo desde la aplicación de la enmienda, independientemente del sistema de manejo seleccionado (Jindo et al., 2016). Sin embargo, al igual que ocurría en los tratamientos originales, es bajo el sistema anaeróbico donde menor valor de IH se registra (9.80 para LCIC), mientras en SDC fue de 11.7 y en LCC fue de 13.2 demostrando de nuevo como el tipo de riego y laboreo empleado afecta de forma significativa al IH del suelo.

#### **4.1.1.5. Grado de polimerización**

La relación presente entre los valores de AH y AF es representada con el grado de polimerización (GP). Resultados similares entre ambas fracciones (AH y AF) se atribuyen posiblemente a una actividad agrícola intensiva que

genera una combinación y homogenización del material orgánico en el proceso de humificación (Zamboni et al., 2006).

El primer año del estudio (2015) los datos de GP muestran un leve repunte en los tratamientos compostados con sistema de riego aeróbico, resultados que se explican por el mayor contenido en AH en dichos tratamientos (SDC y LCC), sustancias que contienen un mayor peso molecular que los AF, siendo su degradación más lenta.

En cuanto a los valores obtenidos en 2017 (**Tabla 4.9**), destacar como en el tratamiento LCC el valor de GP incrementó por un factor de 2 veces con respecto a LC, indicando como la aplicación de compost en los tratamientos labrados, especialmente bajo sistemas de riego aeróbico, afectó positivamente a la calidad de la materia orgánica (Guo et al., 2014).

#### **4.1.1.6. Conductividad eléctrica**

El concepto de salinidad hace referencia a la concentración de sales minerales que se encuentran disueltas tanto en la fase sólida como en la fase líquida, por lo que tiene una extraordinaria movilidad. La presencia de sales ejerce una doble influencia en el suelo, por un lado la posible toxicidad de algunos iones presentes como puede ser el sodio, y por otro lado el incremento en la presión osmótica de la solución, que dificulta la absorción de agua por parte de las plantas, de hecho su efecto se suma al potencial matricial haciendo que suelos salinos se comporten fisiológicamente como secos con un nivel de humedad apreciable. Por ello, este parámetro es de vital importancia a la hora de valorar el comportamiento agronómico del cultivo bajo sistemas de riego aeróbicos.

Para los tratamientos originales, en el primer año de estudio, se observa como el tipo de riego no afecta de forma significativa a los valores de conductividad eléctrica (CE) del suelo, pues los valores de LC y LCI son 3.74 y 3.60 dS m<sup>-1</sup>, respectivamente (**Tabla 4.9**). Sin embargo, bajo el sistema de no laboreo o siembra directa (SD) se obtiene una concentración de sales (2.14 dS m<sup>-1</sup>) significativamente inferior a las obtenidas bajo sistemas de laboreo

convencional. Sin embargo, esta tendencia cambia transcurridos tres años desde la implantación de los manejos (2017), en donde el menor valor de CE se obtiene en el tratamiento LCI ( $3.37 \text{ dS m}^{-1}$ ) significativamente inferior a  $3.96 \text{ dS m}^{-1}$  en SD y  $4.62 \text{ dS m}^{-1}$  en LC, confirmando que los efectos de los distintos manejos sobre este parámetro pueden ser contradictorios. Sin embargo, lo que sí parece estar bien identificado es que la CE del suelo está directamente relacionado con la disminución del rendimiento agronómico del cultivo del arroz (Genua-Olmedo et al., 2016), aunque existe una gran incertidumbre en fijar el umbral de pérdida de cosecha (Grieve et al., 2012).

La aplicación de compost de alperujo en 2015 (efecto directo) provocó un incremento significativo en los valores de CE con respecto a los valores de los tratamientos originales, registrándose los mayores valores de CE en los tratamientos labrados de forma convencional independientemente del tipo de riego (LCIC y LCC  $4.46$  y  $4.19 \text{ dS m}^{-1}$ ; respectivamente) frente al tratamiento SDC que presentó un valor de  $3.69 \text{ dS m}^{-1}$  (**Tabla 4.9**). Por tanto, no se puede ignorar el riesgo de aumentar la salinidad del suelo debido a la aplicación de enmienda orgánica, especialmente cuando los valores de CE del suelo alcancen un umbral a partir del cual el crecimiento y el rendimiento del cultivo se vean afectados negativamente (Gómez-Brandón et al., 2016; Kataki et al., 2017).

Transcurridos tres años desde la aplicación de la enmienda (efecto residual), se observa como en todos los tratamientos se produjo una reducción de los valores de CE con respecto a los tratamientos originales, siendo dicha reducción de forma significativa en el caso de los tratamientos aeróbicos, independientemente del sistema de laboreo seleccionado. Sin embargo, López-Piñeiro et al. (2011) observaron que los mayores incrementos en la salinidad de suelo se registraron el año residual, debido probablemente a la liberación de especies orgánicas e inorgánicas solubles durante la humificación del alperujo, el cual se aplicó en fresco, mientras que en el presente estudio se aplicó compostado. Por tanto, los efectos de la aplicación de enmiendas orgánicas en la salinidad del suelo dependen de múltiples aspectos como son el tipo de enmienda y el estado de la misma (compostado/fresco), la dosis, el tipo de manejo y suelo, la evolución en el

tiempo (efecto directo y efecto residual) (Kapellakis et al., 2015; Belaqziz et al., 2016; Chatzistathis y Koutsos, 2017).

#### 4.1.1.7. pH

En la **tabla 4.9** se muestra el efecto de los diferentes sistemas de manejo en el cultivo del arroz sobre el pH de los suelos a lo largo de los años de estudio. Con respecto a los tratamientos originales, se observa como desde el primer año el tipo de riego seleccionado afecta de forma significativa a esta propiedad. Así, el sistema de riego anaeróbico (LCI) presenta un valor significativamente más bajo que los obtenidos mediante riego aeróbico (5.77 para SD y 5.64 para LC). Resultados similares fueron descritos por Sánchez-Llerena et al. (2016) quienes observaron incrementos en los valores de pH bajo el sistema de siembra directa a largo plazo en comparación con el sistema de laboreo convencional y riego anaeróbico. Así, transcurridos 3 años desde la implantación de los manejos el tratamiento SD presenta un valor de pH alrededor de un 7 % superior a los valores registrados en los tratamientos labrados (**Tabla 4.9**). Sin embargo, aunque incrementos en la acidez del suelo bajo sistemas de no laboreo han sido ampliamente reportadas (Soane et al., 2012), no siempre se cumple dicha tendencia. De hecho, Simansky y Kovácik (2015) encontraron que los valores de pH del suelo incrementaron un 4 % bajo el sistema de mínimo laboreo en comparación al sistema de laboreo convencional.

Los tratamientos que recibieron el compost de alperujo presentaron mayores valores de pH en comparación con los tratamientos originales, a lo largo de todo el estudio independientemente del sistema de manejo empleado (**Tabla 4.9**). Este incremento obedece al pH alcalino de la enmienda (**Tabla 3.6**) derivado del proceso de mineralización y compostaje de la misma. Esta situación es muy importante desde el punto de vista agronómico, debido a la relación entre el pH del suelo y la disponibilidad de los nutrientes en el mismo. De hecho, el valor considerado óptimo para el desarrollo del cultivo del arroz está fijado en 6.60, valor similar o muy cercano el que presentan los suelos enmendados de este estudio, especialmente en el caso del riego aeróbico (**Tabla 4.9**). Por ello, en zonas de ambiente mediterráneo donde los

suelos ácidos son frecuentes y sufren intensos procesos degradativos, el incremento del pH tras la aplicación de alperujo compostado podría resultar una medida de gran interés (Peña, 2013).

#### **4.1.1.8. Nitrógeno Total**

El nitrógeno es un constituyente esencial en los aminoácidos, ácidos nucleicos y de la clorofila. Promueve el rápido crecimiento de la planta, el aumento del tamaño de las hojas, el número y tamaño de espiguillas por panícula y el porcentaje de granos llenos. En consecuencia el nitrógeno total (NT) afecta a todos los parámetros que contribuyen al rendimiento del cultivo del arroz (Sun et al., 2020), motivo por el cual es importante conocer el efecto que los diferentes sistemas de manejo pueden ejercer sobre los niveles de NT del suelo.

En el primer año de estudio (2015), en relación a los tratamientos originales, no se observan diferencias significativas entre ellos, cuyos valores se encuentran dentro del rango 0.720 y 0.810 g kg<sup>-1</sup> (**Tabla 4.9**), valores similares a los observados por Becerra (2015) en suelos dedicados al cultivo del arroz de las Vegas Altas del Guadiana. Transcurridos, 3 años, se observó como el tratamiento SD presenta un valor significativamente mayor al tratamiento LC, pero muy similar al tratamiento LCI (**Tabla 4.9**), siguiendo una tendencia similar a la descrita por el COT, como cabe esperar. Este hecho coincide con lo observado por otros autores como Yang et al. (2020), quienes recomiendan el sistema de no laboreo frente al laboreo convencional en el cultivo del arroz para mejorar el balance nutricional del mismo.

La aplicación de compost de alperujo en 2015 (efecto directo) provocó un incremento significativo en los valores de NT. En comparación con los suelos originales, la aplicación de la enmienda incrementó el contenido en NT por un factor de 2.2 veces, de media para todos los tratamientos, sin existir diferencias significativas entre el tipo de riego y laboreo empleado (**Tabla 4.9**). El incremento del NT derivado de la aplicación de compost en suelos dedicados al cultivo del arroz es de vital importancia, pues se trata de un nutriente esencial para el desarrollo del cultivo y su producción, como se ha



comentado anteriormente. En 2017, a pesar de haber transcurrido tres años desde la aplicación del compost los niveles de NT de los suelos enmendados continuaron siendo significativamente superiores a los suelos originales. Sin embargo, este incremento fue de 1.3 veces de media para todos los tratamientos, y por tanto, inferior al observado en el año 2015 (efecto directo). Así, la aplicación de compost de alperujo a los suelos dedicados al cultivo del arroz podría reducir los costes de aplicación de fertilizantes nitrogenados, y especialmente bajo el manejo de siembra directa cuando se opte por el sistema de riego aeróbico.

#### 4.1.1.9. Fósforo

En la **Tabla 4.9** se aprecia, que en el año 2015, los suelos originales con régimen hídrico aeróbico (SD y LC), obtuvieron valores medios de fósforo (P) de  $34.7 \text{ mg kg}^{-1}$ , coincidiendo los valores obtenidos en nuestro estudio, con los mostrados por otros autores como Hirzel et al. (2020), el cual, cita resultados de P en suelo de  $37.3 \text{ mg kg}^{-1}$  en suelos de siembra directa de arroz con riego aeróbico. Sin embargo, en el sistema de manejo original con riego anaeróbico, (LCI) fue menor la concentración de P ( $29.2 \text{ mg kg}^{-1}$ ). En el año 2016, solo se encontraron diferencias significativas entre los manejos SD y SDC, siendo superior el manejo SDC en casi  $4 \text{ mg kg}^{-1}$  de suelo, por lo tanto, la interferencia de la aplicación del alperujo compostado, sumado a la influencia del manejo conservacionista sin laboreo, podrían favorecer dichos incrementos de P asimilable (Chen et al., 2017). Con respecto a los valores del año 2017, el tratamiento LCIC representó la diferencia significativa más elevada, de todos los manejos implantados, dado que comparado con el tratamiento homólogo LCI, aumentó la concentración de P asimilable en 1.34 veces, por tanto, podríamos achacar este efecto a la enmienda aplicada, ya que la concentración de P intrínseco en el alperujo compostado fue de  $4\,882 \text{ mg kg}^{-1}$ , valores superiores a los  $2\,750 \text{ mg kg}^{-1}$  obtenidos por Lopez-Piñeiro et al. (2008).

Se observaron correlaciones significativamente positivas en cuanto a la cantidad de actividades enzimáticas, como la actividad glucosidasa, actividad ureasa y, como era de esperar la actividad fosfatasa ( $r=0.461$ ;  $r=0.410$ ;  $r=0.429$ , y  $p<0.01$ , respectivamente), como ya demostró Ahmed et al. (2020), detallando

correlaciones positivas entre la actividad fosfatasa y el P asimilable. Con respecto a los parámetros de pH, los resultados de P obtenidos durante 2015, 2016 y 2017 guardan una correlación directa y significativa ( $r= 0.501$ ,  $p<0.01$ ). Aun así, las tendencias descritas por la mayoría de la bibliografía consultada hacen referencia a evoluciones del parámetro P asimilable a medio plazo (Llerena, 2014), demostrando modificaciones livianas de la concentración de P en suelo en el tercer año del estudio, al igual que nuestros resultados en el año 2017, que ofrecen cambios significativos en las tendencias para los manejos, SD, SDC, LC, LCC y LCI.

#### **4.1.2. Propiedades físicas**

##### **4.1.2.1. Resistencia a la penetración**

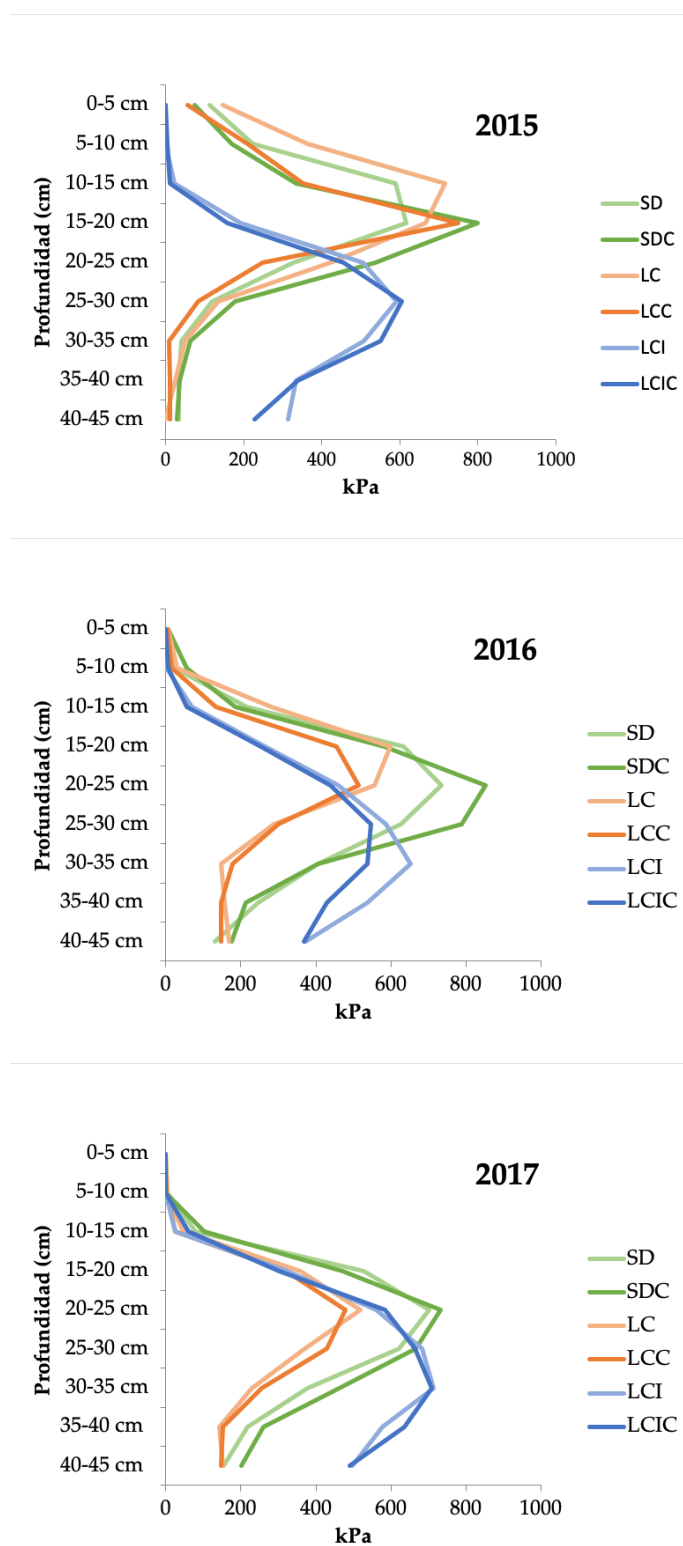
En la **Figura 4.21**, se muestran los efectos de los diferentes sistemas de manejo sobre la resistencia a la penetración del suelo a lo largo de los diferentes años de estudio.

Durante el primer año de estudio se observa como en los tratamientos originales, el factor más destacable en cuanto al efecto en la compactación del suelo fue el sistema de riego empleado. Así, los tratamientos aeróbicos (SD y LC) mostraron resistencia a la penetración desde la superficie del suelo hasta alcanzar un máximo a la profundidad de 15 - 20 cm, donde se hallaría por tanto la suela de labor. Sin embargo, en el tratamiento anaeróbico (LCI) hasta la profundidad de 10 - 15 cm la resistencia a la penetración es mínima y a partir de esa profundidad esta se incrementa hasta alcanzar el valor máximo alrededor de los 25 - 30 cm de profundidad. A partir de ese punto máximo, se produce un descenso de la resistencia con el aumento de la profundidad del suelo, siendo este descenso más acusado en aquellos tratamientos en los que se implantó el tipo de riego aeróbico.

Con respecto a la tendencia de los tratamientos que incorporaron el compost de alperujo en el primer año de estudio (2015), es muy similar a la descrita para los tratamientos originales. Sin embargo, es importante destacar como en los tratamientos aeróbicos, independientemente del sistema de laboreo, se produce un descenso de la resistencia a la penetración del 44 % en

la parte más superficial del perfil del suelo (hasta los 15 cm de profundidad) con respecto a los tratamientos originales (**Figura 4.21**). Este resultado puede ser de vital importancia de acuerdo con los hallazgos observados por Brouder y Gomez-Macpherson (2014), quienes observaron que el crecimiento radicular de la planta del arroz puede verse reducido al incrementar la compactación del suelo y en consecuencia producirse una limitación en el rendimiento agronómico del cultivo.

Transcurridos tres años desde la implantación de los manejos se observan diferencias destacables entre ellos. Así, en el caso de los tratamientos originales, se demuestra como el uso de la siembra directa como sistema de manejo produce un incremento del 62 % en la compactación del suelo en superficie (hasta 20 cm de profundidad) en comparación con los tratamientos labrados de forma convencional, independientemente del tipo de riego empleado (**Figura 4.21**). Los sistemas que utilizan el riego aeróbico, presentan los mayores valores de resistencia a la penetración en la profundidad de 20-25 cm, observando diferencias cuantitativas destacables en función del tipo de laboreo empleado. Así, mientras en el tratamiento LC los mayores valores de resistencia se corresponden con 519 kPa, en el tratamiento SD alcanza hasta 703 kPa. Resultados similares fueron descritos por Ferreras et al. (2000) quienes pusieron de manifiesto que el laboreo de conservación incrementó la resistencia a la penetración del suelo en comparación con los valores registrados para tratamientos labrados de forma tradicional. Al igual que ocurría durante el primer año de estudio, en el tratamiento LCI, la mayor compactación del suelo se obtiene a una mayor profundidad (30 - 35 cm) con un valor de 708 kPa. Como se observó también en el primer año, una vez alcanzado el valor máximo de compactación, se produce un descenso paulatino de la compactación del terreno con la profundidad, hasta alcanzar valores entorno a 150 kPa en los tratamientos aeróbicos, independientemente del sistema de laboreo (SD y LC) y de 500 kPa en el caso del tratamiento anaeróbico (LCI) a la profundidad de 45 cm. Las tendencias de los tratamientos enmendados durante el tercer año de estudio (2017) coinciden con las observadas y mostradas por los tratamientos originales durante ese mismo año.



**Figura 4.21.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre resistencia a la penetración del suelo, a lo largo de los años de estudio.

#### 4.1.2.2. Estabilidad Estructural

La estructura del suelo se define por la forma en la que se agrupan las partículas del suelo y es un factor esencial de calidad del mismo. La estabilidad se usa generalmente como un indicador de calidad estructural del suelo y es posible gracias a los agentes estabilizadores, dando lugar a la estabilidad estructural (EE), siendo esta un parámetro fundamental en la fertilidad del suelo (Hernandez et al., 2002; Singer y Munns, 2002).

En la **Tabla 4.10**, se muestra el efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la EE del suelo a lo largo del periodo de estudio. Durante el primer año de estudio los tratamientos originales no presentaron diferencias significativas entre ellos, con un valor medio de EE del 54.7 %. Transcurridos tres años desde la implantación de los sistemas de manejo (2017), el tratamiento SD, mostró un incremento significativo del 16.9 % con respecto al año inicial (**Tabla 4.10**). Además es importante destacar como el tratamiento LCI durante el tercer año de estudio mostró el valor más bajo de EE con un 52.3 %, significativamente inferior al tratamiento SD. Resultados similares han sido observados por Becerra (2015) quien mostró altos valores de EE en un suelo dedicado al cultivo del arroz con 7 años de antigüedad bajo sistemas de agricultura de conservación en concreto mediante siembra directa, mostrando el beneficio obtenido con la conservación de los restos vegetales provenientes de cosechas anteriores.

La aplicación de compost de alperujo, de forma general, provocó incrementos significativos en los valores de EE del suelo. Así, de media para todos los tratamientos, durante el primer año de estudio (2015) el compost incrementó un 12.4 % la EE del suelo con respecto a los tratamientos originales (**Tabla 4.10**). Transcurridos tres años desde la aplicación de la enmienda, aún se observó como los tratamientos que incorporaron el compost, presentaban valores superiores a los tratamientos sin enmendar, especialmente aquellos bajo sistemas de laboreo convencional, independientemente del tipo de riego. Los valores obtenidos a lo largo del estudio de EE mostraron correlaciones significativas con el contenido en COT ( $r= 0.481$ ,  $p<0.01$ ), con los AH y AF ( $r= 0.416$  y  $r= 0.363$ ,  $p<0.01$ , respectivamente) y con el COH ( $r= 0.441$ ,  $p<0.01$ ).

Estos resultados destacaron la importancia de la materia orgánica y las sustancias húmicas en la estabilización de la estructura del suelo (Sánchez-Llerena et al., 2017).

**Tabla 4.10.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la Estabilidad Estructural (%) del suelo.

SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>2015</b>					
53.2aA	64.3bA	52.8aA	62.3bB	58.2abB	57.9abA
<b>2016</b>					
52.1aA	66.6bA	53.1aA	57.6abA	50.2aA	58.3abA
<b>2017</b>					
62.2bcB	66.4cA	55.7abA	64.1bcB	52.3aA	63.2bcB

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

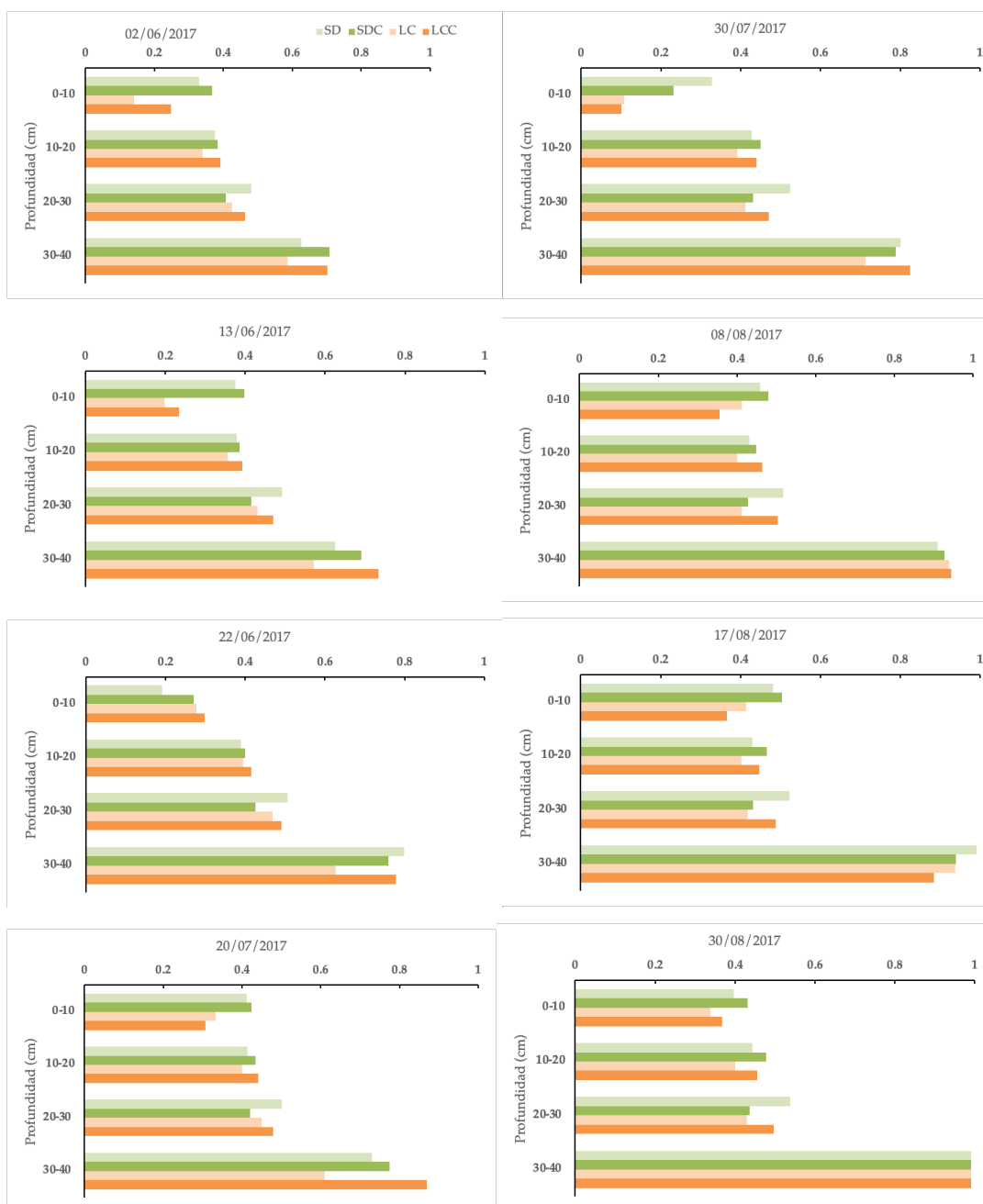
#### 4.1.2.3. Humedad volumétrica

En la **Figura 4.22**, se muestra el contenido en humedad del suelo a diferentes profundidades (hasta 40 cm), a lo largo del ciclo del cultivo en los diferentes tratamientos irrigados de forma aeróbica, durante el último año del estudio (2017).

El contenido en humedad del tratamiento SD en todos los muestreos realizados, siempre fue superior al del tratamiento LC en el rango de profundidades de 0 a 30 cm. Este resultado es de vital importancia a la hora de implementar sistemas de producción que maximicen la productividad del agua en el cultivo del arroz, pues un mayor contenido en la humedad del suelo podría ayudar al cultivo a no sufrir procesos de estrés hídrico. Resultados similares han sido detallados por diferentes autores (Benito et al., 1999; Muñoz et al., 2007; Tang et al., 2020) quienes pusieron de manifiesto el incremento en el contenido en humedad del suelo mediante técnicas de laboreo de conservación en comparación con técnicas de laboreo tradicional.

Del mismo modo, observando la **Figura 4.22**, se puede observar como el tratamiento SDC presenta un mayor contenido en humedad que el tratamiento LCC a la profundidad de 0-10 cm, concretamente presentó un incremento del 43.5 %. Mostrando nuevamente, como la técnica de siembra directa tras tres años de implantación incrementa de forma significativa el contenido en humedad del suelo.

Por otro lado, es importante destacar, el aumento de la capacidad de retención de agua de los suelos que recibieron el compost de alperujo, a pesar de que transcurrieron tres años desde la aplicación del mismo (2017, efecto residual). De hecho, a lo largo de todo el ciclo del cultivo, en el tratamiento SDC se observó un incremento del 10 % en el contenido en humedad con respecto al tratamiento SD, y en el caso del LCC dicho incremento fue del 3.4 % con respecto al tratamiento LC. Resultados similares han sido descritos por Eden et al. (2017), quienes confirmaron que, generalmente, la aplicación de residuos orgánicos al suelo incrementa la humedad volumétrica del mismo, y por tanto, induce a una mejor disponibilidad del agua para las plantas. Estos resultados son muy relevantes a la hora de examinar la viabilidad de sistemas de manejo que promuevan maximizar la productividad del agua, y más aún, en regiones mediterráneas de clima semiárido, donde las precipitaciones son muy escasas (Muñoz et al., 2007).



**Figura 4.22.** Efecto de los diferentes sistemas aeróbicos sobre el contenido de humedad del suelo, durante el tercer año de estudio.

### 4.1.3. Propiedades bioquímicas

La biomasa microbiana del suelo y las actividades enzimáticas pueden ejercer una gran influencia en la producción de los cultivos (López-Piñero et al., 2011), debido al papel crucial que tienen en los ciclos de elementos como el carbono, fósforo, azufre y nitrógeno. Además, las actividades enzimáticas pueden ser usadas como indicadores de la calidad y la fertilidad del suelo



(Mengual et al., 2014), debido a su facilidad de medición, su relación con los procesos microbiológicos y su rápida respuesta a los cambios en el manejo agrícola (Jiménez et al., 2002). Por tanto, es importante determinar el efecto que los diferentes sistemas de manejo (tipo de laboreo y riego empleado) junto con la aplicación o no de enmienda orgánica pueden ejercer en la actividad microbiana del suelo.

Los resultados obtenidos en el análisis de la varianza para medidas repetidas de las actividades enzimáticas determinadas en muestras de suelos (0 - 10 cm), en cada uno de los sistemas de manejo que se muestran en la **tabla 4.11**, así como el nivel de significación para el tratamiento (variable inter-sujeto), para el año (variable intra-sujetos) y la interacción entre ambas (Tratamiento x año).

**Tabla 4.11.** Análisis de la varianza de medidas repetidas para las propiedades bioquímicas de los suelos.

	Tratamiento		Año		Tratamiento x año	
	F	Sig	F	Sig	F	Sig
<b>Deshidrogenasa</b>	5.98	**	28.6	***	2.84	*
<b>B-Glucosidasa</b>	14.3	***	2.70	NS	3.61	**
<b>Ureasa</b>	16.4	***	1.35	NS	4.21	***
<b>Fosfatasa</b>	16.4	***	35.8	***	3.48	**
<b>Arisulfatasa</b>	8.48	**	13.2	***	2.95	*

\*, \*\* y \*\*\* indican significación al 0.05, 0.01 y 0.001 de nivel de probabilidad, respectivamente. NS: no significancia.

Los niveles de significación obtenidos en el ANOVA de medidas repetidas indican que la variable Tratamiento tiene una influencia estadísticamente significativa sobre los niveles de todas las actividades enzimáticas consideradas. Sin embargo, en el caso de la variable Año no existen diferencias significativas en las actividades  $\beta$ -Glucosidasa y Ureasa. La interacción Año-Tratamiento fue significativa para todas las actividades

enzimáticas consideradas en el presente estudio, indicando que el tratamiento tiene una influencia diferente cada año estudiado.

En la **tabla 4.12.**, se recogen los valores obtenidos para cada una de las actividades enzimáticas consideradas por tratamiento y para cada año de ensayo. Así mismo, se muestran los resultados de clasificación en grupos homogéneos.

**Tabla 4.12.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo en las actividades enzimáticas del suelo.

2015	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>AD</b> ( $\mu\text{g INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	0.993abB	1.89cB	1.06abB	1.35bcA	0.560aA	1.42bcB
<b>GLU</b> ( $\mu\text{mol pNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	0.210aA	0.980bA	0.233aB	1.20bA	0.123aA	0.780bB
<b>UR</b> ( $\mu\text{g NH}_4 \text{g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	17.7abA	45.2cA	17.8abA	26.1bA	4.62aA	14.1abA
<b>FO</b> ( $\mu\text{mol pNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	1.45dA	1.28cdAB	1.23cA	1.30cdA	0.633aA	0.957bA
<b>ARS</b> ( $\mu\text{g pNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	9.96aA	17.34bA	7.98aA	14.5bA	11.6aA	10.7aA
2016	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>AD</b> ( $\mu\text{g INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	0.663abA	1.13cA	0.510aA	0.877abA	0.487aA	0.810abA
<b>GLU</b> ( $\mu\text{mol pNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	0.156aA	2.32cA	0.117aA	1.12bA	0.110aA	0.390abA
<b>UR</b> ( $\mu\text{g NH}_4 \text{g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	19.9bcA	28.5cA	8.00aA	20.6bcA	10.5abA	24.4cB
<b>FO</b> ( $\mu\text{mol pNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	1.59bA	1.67bB	1.56bB	1.57bA	1.34aB	1.67bB
<b>ARS</b> ( $\mu\text{g pNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	13.1aA	16.2aB	14.0aA	15.0aA	11.6aA	15.8aA

**AD:** Actividad Deshidrogenasa; **GLU:** Actividad  $\beta$ -Glucosidasa ; **UR:** Actividad Ureasa; **FO:** Actividad Fosfatasa; **ARS:** Actividad Arisulfatasa.

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

**Continuación. Tabla 4.12.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo en las actividades enzimáticas del suelo.

2017	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>AD</b> ( $\mu\text{g INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	0.713bA	1.09bA	0.333aA	0.827bA	0.820bB	0.963bA
<b>GLU</b> ( $\mu\text{mol pNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	0.077aA	1.48cA	0.093aA	0.890bcA	0.077aA	0.267abA
<b>UR</b> ( $\mu\text{g NH}_4 \text{g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	13.9aA	27.7bA	9.23aA	25.9bA	5.95aA	26.8bB
<b>FO</b> ( $\mu\text{mol pNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	1.41bA	1.20abA	1.40bB	1.41bA	1.19abB	0.947aA
<b>ARS</b> ( $\mu\text{g pNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )	9.16aA	20.4bC	10.4aA	19.4bA	13.1aA	25.6bB

**AD:** Actividad Deshidrogenasa; **GLU:** Actividad  $\beta$ -Glucosidasa ; **UR:** Actividad Ureasa; **FO:** Actividad Fosfatasa; **ARS:** Actividad Arisulfatasa.

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

#### 4.1.3.1. Actividad deshidrogenasa

La actividad deshidrogenasa (AD) se considera un indicador de la actividad microbiana del suelo (Moreno et al., 2009). Con respecto a los suelos originales, se observa como durante los años 2015 y 2016 no existen diferencias significativas entre estos tratamientos (**Tabla 4.12**) presentando el tratamiento con riego anaeróbico y laboreo convencional (LCI) los valores más bajos en ambos años. Resultados similares han sido descritos por Sánchez-Llerena, quienes, a corto o medio plazo, no observaron, diferencias significativas en los valores de AD bajo diferentes sistemas de irrigación y laboreo en suelos mediterráneos dedicados al cultivo del arroz. Sin embargo, en el año 2017 (transcurridos tres años desde la implantación de los manejos) se observan diferencias significativas entre los tratamientos aeróbicos, siendo el tratamiento bajo laboreo de conservación el que presenta el mayor valor de AD (**Tabla 4.12**). Resultados similares han sido descritos por Muñoz et al. (2007), quienes, tras tres años de laboreo de conservación, encontraron un mayor número de microorganismos en comparación con el sistema de laboreo

convencional, en suelos de ambiente mediterráneo dedicados al cultivo del maíz.

La aplicación de compost de alperujo incrementó los valores de AD a largo de los diferentes años de estudio, aunque dichos incrementos no siempre fueron significativos. Por tanto, el contenido en materia orgánica y la calidad de la misma, pueden ser factores determinantes en la actividad microbiana del suelo, como de hecho reflejan la correlaciones positivas y significativas ( $p < 0.01$ ) entre AD y COT ( $r = 0.477$ ) y AH ( $r = 0.451$ ). Es importante destacar que aunque no siempre se observan diferencias significativas entre los tratamientos que recibieron el compost de alperujo, el tratamiento SDC presentó los mayores valores de AD a lo largo de los tres años del estudio, situación que podría deberse al incremento en los valores de pH observados en aquellos suelos con riego aeróbico y mediante laboreo de conservación, como se desprende de la correlación positiva y significativa ( $p < 0.01$ ) entre AD y pH ( $r = 0.544$ ). Chen et al. (2018) también mostraron correlaciones positivas y significativas ( $p < 0.01$ ) entre la diversidad de bacterias y hongos y el pH del suelo ( $r = 0.629$  y  $0.661$ , respectivamente); sugiriendo que el pH es un factor clave en la diversidad microbiana del suelo (Lauber et al., 2009).

#### 4.1.3.2. Actividad $\beta$ -glucosidasa

La actividad  $\beta$ -glucosidasa (GLU) es una de las principales enzimas involucradas en la degradación de la celulosa, el polisacárido más común presente en la naturaleza, por tanto, proporciona una rápida información ante cualquier cambio en el estado de la materia orgánica del suelo (Van Den Bossche et al., 2009). En referencia a los tratamientos originales, no se observaron diferencias significativas entre ellos durante ningún año del estudio. Con respecto, a la evolución en el tiempo, el descenso observado en el año 2017 con respecto a 2015 en los niveles de GLU tan solo fue significativo en el tratamiento LC, tratamiento que presenta los menores valores de COT en comparación con SD y LCI (**Tabla 4.12**), observándose una correlación positiva y significativa ( $p < 0.01$ ) entre GLU y COT ( $r = 0.440$ ). Resultados similares

fueron descritos por De la Horra et al. (2001) al estudiar el efecto de diferentes grados de laboreo en la actividad GLU del suelo.

De hecho, durante el primer año de estudio (2015) la aplicación de compost de alperujo incrementó de forma significativa los niveles de GLU en todos los tratamientos, independientemente del tipo de manejo aplicado (**Tabla 4.12**). Sin embargo, durante el segundo y tercer año de estudio se observó como el tratamiento LCIC, presentó valores superiores aunque no de forma significativa en comparación con el tratamiento LCI, mientras que durante los tres años de estudio el tratamiento SDC presentó valores significativamente superiores al resto de tratamientos. Este hecho demuestra que el COT podía no ser el único factor determinante en la GLU del suelo, sino que la calidad de la materia orgánica también desempeñaría un papel decisivo, como demuestra la correlación significativa ( $p < 0.01$ ) y positiva con los AH ( $r = 0.366$ ) y especialmente con la fracción lábil de esta por la correlación significativa ( $p < 0.01$ ) y positiva con el COH ( $r = 0.730$ ). De hecho, la fracción lábil de la materia orgánica es considerada como un indicador de los cambios a corto plazo generados por el manejo del suelo (Song et al., 2012), siendo, probablemente esta parte de la materia orgánica la más biodisponible para los microorganismos del suelo (Marschner y Kalbitz, 2003).

#### **4.1.3.3. Actividad ureasa**

La enzima ureasa (UR) cataliza la reacción de hidrólisis de la urea, el principal producto celular nitrogenado de la degradación de las proteínas y los ácidos nucleicos, para formar dióxido de carbono y amonio. Por tanto, se trata de una actividad enzimática con un gran interés debido a su importancia en el ciclo del nitrógeno, y por el amplio uso de la urea en la agricultura como fertilizante nitrogenado. De hecho, los valores de UR mostrados en la **Tabla 4.12**, presentaron una correlación significativa ( $p < 0,01$ ) y positiva ( $r = 0.462$ ) con el contenido en NT.

Con respecto a los suelos originales, en el primer año de estudio se observó como el tipo de riego afecta de forma significativa a la actividad UR del suelo, con descensos significativos de la misma bajo sistemas de riego

anaeróbico (LCI) en relación a los tratamientos con riego aeróbico (SD y LC), independientemente del sistema de laboreo. En el año 2017, transcurridos tres años desde la implantación de los manejos, dicha tendencia se mantuvo. Así, con respecto al tratamiento LCI, en los sistemas aeróbicos SD y LC, la actividad UR se incrementó por un factor de 2.33 y 1.55 veces, respectivamente. Situación que podría ser explicada con las correlaciones significativas ( $p < 0.01$ ) y positivas observadas entre la UR y el COH ( $r = 0.534$ ), demostrando la importancia de la fracción lábil de la materia orgánica en el proceso de mineralización del nitrógeno. Además, los mayores valores de pH observados en los tratamientos aeróbicos también podría ser una posible causa del incremento en la UR (Kandeler y Gerber, 1988), encontrando una fuerte correlación positiva y significativa ( $p < 0.01$ ,  $r = 0.676$ ) entre ambas propiedades.

La aplicación de compost de alperujo tuvo un efecto significativo en los valores de UR del suelo (**Tabla 4.12**). Independientemente del tipo de riego y laboreo empleado, la adicción del compost incrementó considerablemente los niveles de UR tanto en el año directo (2015) como en el año residual (2017), observando una correlación significativa ( $p < 0.01$ ) y positiva con el COT ( $r = 0.579$ ) y con los AH ( $r = 0.550$ ). Resultados similares fueron descritos por López-Piñeiro et al. (2011) al estudiar el efecto de la aplicación de residuos de almazaras en las actividades enzimáticas de un suelo dedicado al cultivo del olivar. Sin embargo, estos autores, observaron que los incrementos observados en el año residual (transcurridos dos años desde la aplicación de la enmienda) fueron inferiores a los observados en el año directo, debido probablemente al proceso de humificación de la propia enmienda, pues en dicho estudio la enmienda fue aplicada en estado fresco.

#### **4.1.3.4. Actividad fosfatasa**

La actividad fosfatasa (FO) participa obviamente en el ciclo del fósforo (P), catalizando la hidrólisis de ésteres y anhídridos del P orgánico a otras formas de P asimilable para las plantas, por tanto constituye un índice de la potencialidad de un suelo para mineralizar el P orgánico (Maire et al., 1999).

Con respecto a los suelos originales se observa como el tipo de riego es el factor determinante en la FO, de manera que durante todo el estudio los valores de FO del tratamiento anaeróbico (LCI) fueron inferiores a los valores registrados en los tratamientos aeróbicos (SD y LC), siendo esas diferencias de forma significativa durante los años 2015 y 2016 (**Tabla 4.12**). Al igual que ocurría en la UR, los mayores niveles de FO en los tratamientos aeróbicos con respecto al anaeróbico podría ser atribuido a los mayores valores de COH registrados en SD y LC en relación a LCI, pues se observó una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) y positiva entre la FO y la fracción lábil de la materia orgánica ( $r = 0.330$ ).

La aplicación de compost de alperujo no modificó de forma significativa los valores de FO, salvo en el caso del tratamiento LCIC donde se observaron incrementos significativos con respecto a LCI durante los años 2015 y 2016. El incremento del pH del suelo observado en aquellos tratamientos que incorporan el compost podrían explicar estos resultados, pues investigaciones previas han observado que incrementos en el pH del suelo podría producir la inhibición de la FO (Criquet y Braud, 2008; Sarfraz et al., 2020).

#### **4.1.3.5. Actividad arisulfatasa**

La actividad arilsulfatasa (ARS), es una de las enzimas más comunes en el suelo, participa en el proceso de hidrólisis del éster-sulfato de la materia orgánica del suelo liberando azufre, elemento esencial, como ion sulfato ( $\text{SO}_4^{-2}$ ).

De acuerdo con los hallazgos observados con Lin et al. (2007) y Sánchez-Llerena et al. (2016) no se observaron diferencias significativas a lo largo de los años de estudio entre los tratamientos aeróbicos y los anaeróbicos ni entre los tratamientos labrados y no labrados.

La aplicación de compost de alperujo en el primer año de estudio, incrementó los valores de ARS de forma significativa en los tratamientos aeróbicos, independientemente del sistema de laboreo. Sin embargo, bajo el riego anaeróbico no se encontraron diferencias significativas entre el



tratamiento original y el enmendado (**Tabla 4.12**). Este hecho, podría ser atribuido a la diferencia en el contenido de AH, de manera que mientras en los tratamientos aeróbicos es de 2.35 y 2.02 g kg<sup>-1</sup> en SDC y LCC, respectivamente; en el tratamiento anaeróbico (LCIC) es de tan solo 1.60 g kg<sup>-1</sup>. De hecho, se observa una correlación significativa ( $p < 0.01$ ) y positiva entre la ARS y los AH ( $r = 0.387$ ), sugiriendo algunos autores (Cayuela et al., 2008) que dichas correlaciones ponen de manifiesto la formación de complejos entre las enzimas y las sustancias húmicas, actuando dichos complejos como protección de las enzimas ante condiciones ambientales adversas. En 2016, no se observan diferencias significativas entre los tratamientos que recibieron el compost y los originales, y podría estar ocasionado por el descenso observado en las sustancias húmicas debido a las condiciones meteorológicas descritas en el apartado 4.1.1.3. Ácidos fúlvicos y húmicos. Observándose, en 2017 un repunte de los valores de ARS que coincide con el incremento de la concentración de las sustancias húmicas en este último año del estudio.

## 4.2. Agronomía

El estudio agronómico presentado en este trabajo ha sido llevado a cabo bajo condiciones de campo, según como se ha descrito en el apartado de Materiales y Métodos. Por tanto, antes de proceder a presentar y discutir los resultados derivados de dicho estudio, es importante considerar la influencia que factores ajenos a este trabajo ejercen sobre la mayoría de los parámetros relacionados con el desarrollo vegetativo y comportamiento productivo del cultivo.

En la **Tabla 4.13** se muestran los resultados obtenidos en el análisis de la varianza para medidas repetidas de las propiedades agronómicas seleccionadas; así como el nivel de significación para el tratamiento (variable inter-sujeto), para el año (variable intra-sujetos) y la interacción entre ambas (Tratamiento x año).

**Tabla 4.13.** Análisis de la varianza de medidas repetidas para las propiedades agronómicas del cultivo del arroz.

	Tratamiento		Año		Tratamiento x año	
	F	sig	F	sig	F	sig
<b>Índice Nascencia</b>	0.384	NS	38.2	***	5.96	***
<b>Hijos Planta</b>	2.80	NS	13.7	***	2.86	*
<b>Longitud Panícula</b>	17.4	***	16.4	***	2.24	NS
<b>Granos Panícula</b>	5.55	**	0.946	NS	1.76	NS
<b>% Llenado</b>	20.0	***	15.7	***	5.79	***
<b>Peso 1000 granos</b>	23.7	***	1.45	NS	1.96	NS
<b>Panículas m<sup>-2</sup></b>	5.47	**	45.9	***	3.39	**
<b>Rendimiento</b>	3.31	*	92.7	***	1.75	**
<b>Índice Cosecha</b>	4.64	*	26.7	***	2.02	NS
<b>Producción Biomasa</b>	3.34	*	24.4	***	5.15	***
<b>Productividad del agua</b>	15.8	***	25.0	***	0.978	NS

\*, \*\* y \*\*\* indican significación al 0.05, 0.01 y 0.001 de nivel de probabilidad, respectivamente.

Los niveles de significación mostrados en la **Tabla 4.13**, indicaron que la variable tratamiento ejerció una influencia significativa en todas las propiedades agronómicas seleccionadas salvo en el caso del índice de nascencia y el número de hijos por planta. Con respecto a la variable año, está presentó una influencia significativa en todas las propiedades al nivel de probabilidad de 0.001, salvo en el número de granos por panícula como en el peso de los 1000 granos, donde no ejerció influencia significativa. Con respecto a la interacción Año x Tratamiento, esta mostró una influencia significativa en

las propiedades índice de nascencia, número de hijos por planta, % de llenado de granos, panículas por m<sup>2</sup>, rendimiento y producción de biomasa, indicando por tanto, que el tratamiento seleccionado ejerce un efecto diferente sobre los valores de dichas propiedades en cada año de estudio.

El efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre las diferentes propiedades agronómicas a lo largo de los años de estudio se muestra a continuación individualizado en figuras y tablas, mostrando también los resultados obtenidos en función de la clasificación en grupos homogéneos.

#### **4.2.1. Índice de Nascencia**

El índice de nascencia (IN), indica el número de semillas germinadas. En general, incluyendo todos los tratamientos y años estudiados, el IN fue significativamente inferior a la capacidad potencial de germinación (80 %) de la semilla certificada utilizada. Sin embargo, según el IRRI, en el caso de siembra en campo, se considera como valor habitual del IN un 50 %, valor muy próximo al nivel medio obtenido en el presente estudio considerando todos los tratamientos y años estudiados. Valores similares de IN fueron observados por Sánchez-Llerena, (2014) en el cultivo de arroz, también para la variedad Gladio, aplicando técnicas de agricultura de conservación en las vegas del Guadiana. Durante el primer año de estudio, en los tratamientos originales el IN osciló entre 49.8 % para LCI y 56.5 % para LC, observándose, por tanto, como bajo el riego aeróbico la nascencia de la semilla fue más eficiente, sin observar diferencias significativas entre los diferentes tipos de laboreo.

Sin embargo, en el año 2016, independientemente del tipo de laboreo, el IN de los tratamientos aeróbicos descendió significativamente hasta alcanzar valores cercanos al 40 %, significativamente inferior al valor observado en el tratamiento anaeróbico (**Tabla 4.14**). Esta situación podría ser explicada por las elevadas precipitaciones registradas los días posteriores a la siembra, pues el contenido en humedad del terreno es un aspecto de vital importancia en el momento de la siembra y la germinación de la semilla, en aquellos sistemas de manejo donde se entierra la semilla en el suelo para su posterior germinación (tratamientos aeróbicos). De hecho, las precipitaciones

registradas durante el mes de mayo (fecha en la que se realiza la siembra) en el año 2016 fueron muy superiores (85.2 mm) a las registradas en 2015 y 2017 con 0.80 y 14.1 mm, respectivamente. Pues el arroz presenta una adecuada germinación cuando la semilla se deposita bajo una capa de agua o se entierra en el suelo, aunque en este caso, un elevado contenido en humedad del mismo puede inhibir la germinación de la semilla, pudiendo llegar a producirse hasta la descomposición de la misma (FAO, 2004). Así, en el tercer año de estudio (2017) con un volumen de precipitaciones inferior, el IN, incrementó de forma significativa con respecto a los valores de 2016, registrando valores de IN alrededor de un 65 % en los tratamientos aeróbicos, independientemente del sistema de laboreo, y de un 55 % en el tratamiento anaeróbico (**Tabla 4.14**). Por tanto, aunque las diferencias observadas entre los diferentes tipos de riego aplicados no llegaron a ser significativas, la tendencia mostrada indica que bajo el sistema de riego aeróbico se obtiene mayores valores de IN. Resultados similares fueron observados por Singh et al. (2019a), quienes encontraron un mayor número de plantas de arroz bajo sistemas aeróbicos.

Con respecto al efecto que la aplicación de compost de alperujo ejerció en el IN se observó como en el año directo (2015), se produjo un descenso en el IN en comparación con los tratamientos originales, en aquellos tratamientos irrigados de forma aeróbica, siendo significativo únicamente en el caso del tratamiento LCC. Previamente, con el objetivo de analizar la posible toxicidad del compost de alperujo, se llevaron a cabo test de germinación con semillas de arroz variedad Gladio (iguales a las empleadas en los estudios de campo) en los suelos del estudio enmendados con el compost de alperujo utilizado en las experiencias de campo a la dosis de 5 %, bajo condiciones controladas de laboratorio: En dicho estudio previo las diferencias en los IN entre los tratamientos originales y los compostados no superaron el 10 %, demostrando que el compost empleado no presentaba toxicidad en la germinación de la semilla de arroz. De hecho, en el tratamiento LCIC se produce un incremento con respecto a LCI en el IN aunque no de forma significativa (**Tabla 4.14**). Destacar también como transcurridos tres años desde la aplicación del compost, efecto residual (2017), los IN aumentaron de forma significativa en comparación con el primer año (2015, efecto directo) bajo el sistema de riego aeróbico, independientemente del tipo de laboreo aplicado. Por tanto, la

descomposición y oxidación de la materia orgánica procedente del compost de alperujo, así como de los restos de cultivo de los años anteriores, pudo mejorar y facilitar la germinación de la semilla. De hecho, se observa una correlación positiva y significativa ( $p < 0.05$ ) entre el IN y el contenido en AH ( $r = 0.328$ ) y con el contenido en AF ( $r = 0.390$ ,  $p < 0.01$ ).

**Tabla 4.14.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el índice de nascencia en los parámetros agronómicos, representado en porcentaje.

SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>2015</b>					
52.3bcB	48.6abA	56.5cB	44.4aA	49.8abA	54.7bcA
<b>2016</b>					
38.9aA	37.6aA	38.7aA	47.5abA	53bAB	50abA
<b>2017</b>					
64.2bcC	77.8cB	65bcB	65.9bcB	54.9abB	48.3aA

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

#### 4.2.2. Número de hijos por planta

El número de hijos por planta (NH) ó ahijado provoca tal plasticidad al cultivo que permite una gran estabilidad en la densidad de panículas en amplios rangos de dosis de siembra y con pocas diferencias en el rendimiento. De manera, que tras una germinación deficiente se produce una mayor capacidad de ahijamiento, debido, probablemente, a una menor tasa de competencia por los recursos, como demuestra la correlación significativa ( $p < 0.01$ ) y negativa observada entre las variables IN y NH ( $r = -0.641$ ). De hecho, únicamente se observan diferencias significativas entre tratamientos en el año 2016, de forma que los bajos IN observados en los tratamientos aeróbicos fueron compensados con un mayor NH en dichos tratamientos con respecto a los sistemas anaeróbicos. Resultados similares fueron descritos por Wu et al. (1998), según los cuales, la densidad de plantas es uno de los factores

más determinantes en la capacidad de ahijamiento del cultivo del arroz, debido fundamentalmente, a la competencia por la luz y los nutrientes.

En general, los valores de NH fueron óptimos para el buen desarrollo del cultivo (**Tabla 4.15**), como demuestran valores presentados por otros autores (Qi et al., 2020). Al estudiar de forma global todos los datos obtenidos de NH durante los años de estudio, se encontraron correlaciones estadísticamente significativas entre esta variable y otras relacionadas con el desarrollo vegetativo del cultivo como número de panículas por m<sup>2</sup> ( $r = 0.487$ ,  $p < 0.01$ ), producción de biomasa ( $r = 0.564$ ,  $p < 0.01$ ) y negativa con la longitud de panícula ( $r = -0.496$ ,  $p < 0.01$ ) y con la altura de planta ( $r = -0.512$ ,  $p < 0.01$ ). Además, es importante destacar como el NH correlacionó de forma significativa y positiva con el IH del suelo ( $r = 0.382$ ,  $p < 0.01$ ), parámetro que ejerce un papel importante en la calidad agronómica y en la fertilidad del suelo (Suseendran et al., 2020).

**Tabla 4.15.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el número de hijos por planta.

SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>2015</b>					
1.41aA	1.32aB	1.63aB	1.84aA	1.41aB	1.19aA
<b>2016</b>					
1.59bA	1.55bB	1.45bAB	1.56bA	0.477aA	0.741aA
<b>2017</b>					
0.879aA	0.501aA	1.03aA	1.11aA	1.14aB	0.773aA

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

#### 4.2.3. Número de panículas por metro cuadrado

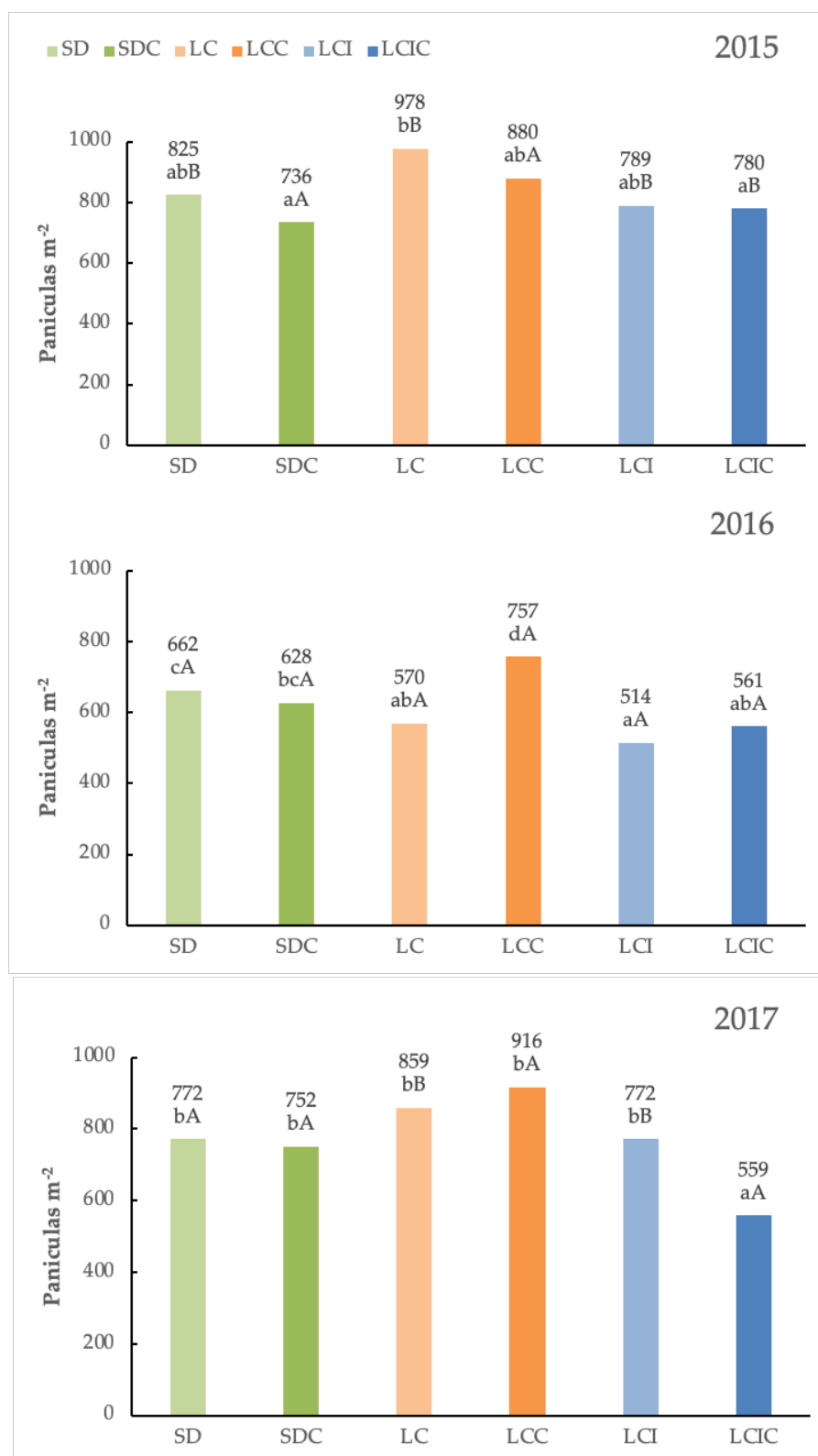
El número de panículas por metro cuadrado (PANM2) mostró correlación significativa ( $p < 0.05$ ) y positiva con el IN ( $r = 0.303$ ) y con el NH

( $r = 0.487$ ,  $p < 0.01$ ) a lo largo de todo el estudio y en todos los sistemas de manejo considerados. Por tanto, los tratamientos con mayor NH, a priori, podrían presentar un mayor número de panículas por superficie, pero estas panículas podrían ser de menor longitud, pues existió una correlación significativa y negativa entre PANM2 y su longitud ( $r = -0.432$ ,  $p < 0.01$ ) como también observó Bhugan et al. (2014).

Con respecto a los tratamientos originales, únicamente se observaron diferencias significativas entre ellos en el año 2016, año que los IN fueron inferiores debidos a las causas meteorológicas explicadas con anterioridad, presentando el tratamiento SD valores significativamente superiores a LC y LCI.

Con respecto al efecto que la aplicación de alperujo compostado ejerció en el PANM2 no se observó una tendencia clara a lo largo del estudio. Mientras que en el año 2015 (efecto directo) se observaron descensos en el el PANM2 en los tratamientos aeróbicos, independientemente del sistema de laboreo, aunque no fueron significativos. En el año 2016, se produjeron incrementos destacables en los tratamientos labrados de forma convencional, especialmente bajo condiciones aeróbicas. En el último año de estudio (2017), no se observaron diferencias significativas entre tratamientos, salvo en el caso del tratamiento LCIC, que presentó el valor más bajo, situación que pudo estar relacionado con la mayor densidad de las malas hierbas bajo este sistema de manejo en particular (**Figura 4.23**).

En cuanto a las propiedades edáficas, los estudios de correlación mostraron que la calidad de la materia orgánica es un factor determinante en la densidad de panículas del cultivo. Así, el PANM2 correlacionó de forma significativa ( $p < 0.01$ ) y positiva con el contenido en AH y AF del suelo ( $r = 0.401$  y  $r = 0.377$ , respectivamente), observando una fuerte correlación con el IH ( $r = 0.597$ ,  $p < 0.01$ ). Por tanto, estas propiedades edáficas también podrían tener una influencia importante en el rendimiento agronómico del cultivo debido a la correlación significativa y positiva entre el PANM2 y el rendimiento ( $r = 0.548$ ,  $p < 0.01$ ).



**Figura 4.23.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el número de panículas por metro cuadrado, en los diferentes años del estudio.

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.



#### 4.2.4. Longitud de la panícula

La longitud de la panícula (LPAN) es un parámetro importante en el rendimiento agronómico del arroz (Amela et al., 2008; Huang et al., 2013). De hecho, el estudio de correlaciones mostró una relación significativa y positiva entre LPAN y el número de granos por panícula ( $r=0.630$ ,  $p<0.01$ ) y el número de granos llenos ( $r=0.553$ ,  $p<0.01$ ), similares correlaciones fueron descritas por Xing and Zhang (2010) con diferentes variedades de arroz.

Con respecto a los suelos originales, durante el primer año de estudio (2015) no se observaron diferencias significativas entre los diferentes tratamientos (Tabla 4.16).

**Tabla 4.16.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la longitud de las panículas.

SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>2015</b>					
14.5abA	14.2aA	15.2abAB	14.0aA	16.2bcA	17.9cA
<b>2016</b>					
16.7bB	17.1bB	15.0aA	14.3aA	18.1bB	17.3bA
<b>2017</b>					
16.8abB	16.5aB	16.1aB	15.4aA	19.0cB	18.2bcA

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p<0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

Sin embargo, en el segundo año de estudio, el tratamiento LC presentó los menores valores de LPAN (15.0 cm) siendo significativamente diferentes a SD (16.7 cm) y LCI (18.1 cm). En 2017, transcurridos tres años desde la implantación de los diferentes sistemas de manejo, se observó como el tratamiento LCI presentó los mayores valores de LPAN, siendo significativamente superiores a SD y LC. De media, a lo largo de todo el estudio, el tratamiento LCI presentó un incremento del 11.3 % y del 15.6 % en

la LPAN con respecto a SD y LC, respectivamente; siendo por tanto el tipo de riego un factor determinante en esta propiedad agronómica (Beser, 1996; Chen et al., 2020). De hecho, el contenido en humedad del suelo correlacionó de forma significativa ( $p < 0.01$ ) y positiva con la LPAN ( $r = 0.812$ ), lo que podría explicar también los mayores valores de longitud observados en el tratamiento SD con respecto al LC, debido al incremento en humedad del suelo registrado bajo condiciones de agricultura de conservación.

La aplicación de compost de alperujo, independientemente del sistema de manejo seleccionado, no afectó significativamente a los valores de LPAN ni en su efecto directo (2015) ni en el residual (2017).

#### **4.2.5. Número de granos por panícula**

En la **Tabla 4.17**, se muestra el efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el número de granos por panícula (GRPAN) de los diferentes tratamientos a lo largo del estudio. Salvo en el caso del año 2016, donde los valores de los tratamientos aeróbicos labrados de forma convencional con y sin aplicación de compost fueron significativamente inferiores al resto de tratamientos, no se han observado diferencias significativas en los valores de GRPAN entre los distintos tratamientos ni con su evolución en el tiempo. De media, el número de GRPAN durante la realización del estudio fue de 90-95 granos por panícula, valores que según UCDAVIS (2012), podrían considerarse elevados, siendo mucho más frecuente encontrar cantidades comprendidas entre los 70 - 80 GRPAN. Tampoco observaron diferencias significativas Sánchez-Llerena et al. (2014) al estudiar el efecto de diferentes métodos de riego y sistemas de laboreo en los GRPAN en el cultivo del arroz, variedad Gladio, y en condiciones de ambiente mediterráneo, sin embargo estos autores no aplicaron ningún tipo de enmienda orgánica.

**Tabla 4.17.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el número de granos de arroz por cada panícula.

SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>2015</b>					
84.4aA	83.1aA	86.2aA	83.8aA	92.8aA	99.3aA
<b>2016</b>					
108cA	112cA	80abA	65.0aA	108cA	93.0bcA
<b>2017</b>					
92.8aA	88.8aA	91.7aA	79.6aA	93.2aA	93.6aA

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

#### 4.2.6. Porcentaje de granos llenos

En la **Tabla 4.18**, se muestra el efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el porcentaje de llenado de granos (LLE) a lo largo del estudio. De forma general se obtuvieron unos valores de LLE comprendidos en el rango de 60 - 90 % (**Tabla 4.18**). Según UCDAVIS (2012), se consideran como resultados normales un porcentaje de 12 - 15 % de granos vacíos, aunque dicho valor depende en gran medida de la variedad cultivada y de las condiciones climáticas. En particular, durante los dos primeros años de estudio (2015 y 2016) el tratamiento LCI presentó un valor de LLE significativamente superior a los tratamientos aeróbicos SD y LC (**Tabla 4.18**). Así, en relación con los tratamientos aeróbicos, el LLE se incrementó por un factor de 1.27 mediante el sistema de riego anaeróbico. A corto plazo, por tanto, el manejo y la disponibilidad del agua es un factor importante en el LLE, debido a posibles exposiciones a estrés hídrico bajo sistemas de riego aeróbico, pudiendo producirse una disminución en el llenado de los granos con respecto a los sistemas anaeróbicos (Wei et al., 2011).

Sin embargo, transcurridos 3 años desde la implantación de los manejos, las diferencias entre LCI y SD no llegaron a ser significativas. Esta situación podría estar ocasionada al incremento significativo en el LLE

observado en el tratamiento SD con el tiempo de implantación, pasando de 73.2 % en 2015 a 80.4 % en 2017.

Durante los tres años de estudio, los valores más bajos de LLE se corresponde con el tratamiento LC, indicando que, bajo condiciones de riego aeróbicas, la técnica de no laboreo (SD) da al suelo una mayor capacidad de retención de agua reduciendo por tanto la frecuencia y la intensidad de las situaciones de estrés hídrico en el tratamiento SD con respecto a LC. De hecho, los resultados obtenidos del análisis de correlación, indican que el LLE presenta una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) y positiva con el contenido en humedad del suelo ( $r = 0.497$ ).

Además, los tratamientos que recibieron el compost de alperujo, independientemente del sistema de manejo seleccionado, registraron incrementos en los valores de LLE en comparación con los suelos originales, aunque dichos incrementos no siempre fueron significativos. Así, se observa una correlación significativa y positiva entre el LLE y el contenido en COT ( $r = 0.433$ ,  $p < 0.01$ ), lo que también podría estar relacionado con que ese incremento en el contenido en materia orgánica de los suelos enmendados podría compensar un posible déficit hídrico.

Destacar también como el LLE presenta una correlación significativa ( $p < 0.01$ ) y negativa con el grado de compactación del suelo ( $r = -0.448$ ). De acuerdo con Brouder y Gomez-Macpherson (2014) el crecimiento radicular del arroz puede verse afectado por la compactación del suelo y en consecuencia reducirse la producción del cultivo.

**Tabla 4.18.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el porcentaje de granos llenos por panícula.

SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>2015</b>					
73.2abAB	79.0bcB	69.3aAB	70.1aA	84.2cdA	88.9dA
<b>2016</b>					
71.3bcA	74.4cA	58.8aA	63.7abA	88.8dA	88.8dA
<b>2017</b>					
80.4abB	77.8abB	76.1aB	85.1bB	86.1bA	84.8bA

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

#### 4.2.7. Peso de los mil granos

De forma general los valores de la variable del peso de los mil granos (P1000) oscilaron entre 18.6 y 24.6 gramos, independientemente del sistema de manejo seleccionado (**Tabla 4.19**). Valores similares fueron observados por Harter et al. (2018), siendo una propiedad muy dependiente del tipo de arroz estudiado (Índica o Japónica) y de la variedad utilizada, dado que son características dependientes de la genética del cultivo. En estudios realizados también con la variedad Gladio y en una zona edafo-climática muy similar se obtuvieron valores entre los 20 y los 25 gramos (Sánchez-Llerena et al., 2014).

La tendencia observada en los resultados obtenidos para el P1000 fue similar al descrito para el LLE, con valores significativamente mayores en los tratamientos anaeróbicos en comparación con los aeróbicos. Así, se observó, una fuerte correlación significativa ( $p < 0.01$ ) y positiva entre P1000 y el contenido en humedad del suelo ( $r = 0.847$ ).

En referencia a los suelos originales, la tendencia se mantuvo uniforme y sin cambios significativos a lo largo del estudio, presentando el tratamiento

LCI un incremento del 19 % en el P1000 granos con respecto a SD y LC de media para todos los años.

La aplicación de compost de alperujo en el primer año de estudio (2015) provocó un ligero incremento en el P1000 granos en los tratamientos aeróbicos, pero no llegó a ser significativo. Transcurridos tres años desde la aplicación del compost (2017), no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos compostados y los originales, independientemente del sistema de manejo seleccionado. Destacar como el manejo SDC presentó un incremento significativo con el tiempo de implantación del manejo. Sin embargo, en los sistemas labrados, independientemente del tipo de riego empleado (LCC y LCIC), no se observaron cambios destacables en la evolución del tiempo. Al igual que ocurría con la variable LLE, la compactación del suelo podría ser un factor determinante en el P1000 granos, pues se observó una correlación significativa ( $p < 0.01$ ) y negativa entre ambos parámetros ( $r = -0.559$ ). De modo, que una pérdida de calidad del suelo en referencia a las propiedades físicas puede traducirse en una disminución de la productividad agronómica del cultivo.

**Tabla 4.19.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el peso (g) de los 1000 granos por panícula.

SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>2015</b>					
18.6aA	20.8aAB	20.9aA	21.0aA	24.6bA	24.4bA
<b>2016</b>					
19.3aA	19.4aA	22.0bA	22.0bA	24.4cA	21.0abA
<b>2017</b>					
21.0aA	21.6aB	20.8aA	21.7aA	24.0bA	23.6bB

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

#### 4.2.8. Rendimiento agronómico

Durante el primer año de estudio, los valores de rendimiento agronómico en los tratamientos originales no mostraron diferencias significativas entre ellos, situándose en el rango entre los 8 785 kg ha<sup>-1</sup> y los 11 006 kg ha<sup>-1</sup> en SD y LCI, respectivamente, superando los valores medios de rendimiento para Extremadura en ese año cifrados en 7 550 kg ha<sup>-1</sup> (MAPA, 2020). A pesar de no encontrar diferencias significativas, el tipo de riego anaeróbico presentó mayores valores de rendimiento agronómico que los sistemas de riego aeróbico, con un incremento del 13 % con respecto a LC y del 25 % con respecto a SD. Diversos trabajos han demostrado que, a corto plazo, la implantación de técnicas de laboreo de conservación ha provocado descensos en los rendimientos (Linden et al., 2000; Gajri et al., 2002).

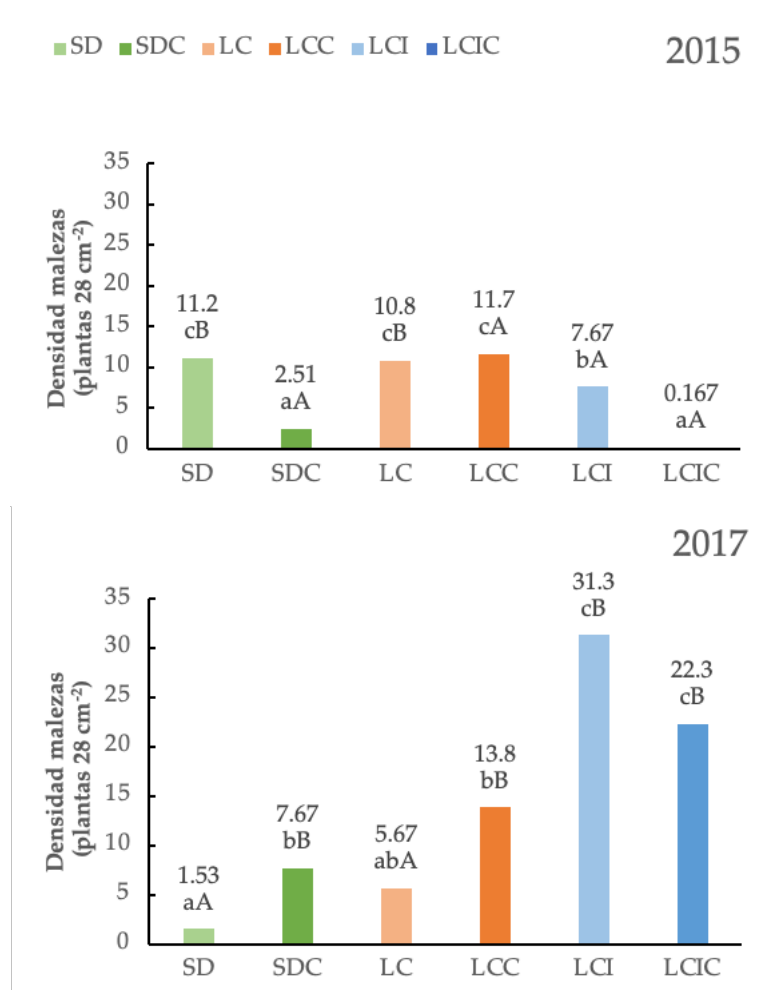
Durante el año 2016, se produce un descenso significativo en todos los tratamientos originales, independientemente del sistema de manejo seleccionado, cifrando este descenso en torno a un 40 % de media, con respecto a los valores de 2015 (**Tabla 4.20**). Según los datos publicados por el MAPA, el rendimiento agronómico en Extremadura en el año 2016, fue de 6 751 kg ha<sup>-1</sup>, mostrando también un descenso importante con respecto a 2015. Por tanto, todo parece indicar que se existieron factores ajenos a los estudiados en este trabajo que tuvieron una gran influencia en el rendimiento agronómico en el año 2016. Aparte de las ya comentadas elevadas precipitaciones registradas durante el mes de mayo que influyeron en la nacencia del cultivo, entre los días 20 de agosto y 8 de septiembre del 2016, coincidiendo con el periodo de llenado de grano, se registró de media una temperatura máxima de 36.5 °C; mientras que para ese mismo periodo en el año 2015 fue de 30.4 °C y para 2017 fue de 32.4 °C, existiendo en días puntuales diferencias entre años superiores a los 10 °C. Gran parte de la bibliografía consultada muestra que las elevadas temperaturas son un factor significativo en las fluctuaciones del rendimiento y calidad del arroz (Lobell y Gourdj, 2012; Lyman et al, 2013; Morita et al., 2016). Además, existen estudios donde indican que superar la barrera de los 35 °C puede afectar a la polinización del grano dando lugar a una alta esterilidad de las espiguillas (Satake y Yoshida, 1978; Kim et al., 1996).

En el año 2017, los rendimientos agronómicos de los tratamientos originales oscilaron entre los 7 308 kg ha<sup>-1</sup> para el tratamiento SD y los 8 470 kg ha<sup>-1</sup> para el tratamiento LCI, sin existir diferencias significativas entre ellos (**Tabla 4.20**), siendo valores similares a la media de producción en Extremadura, con 7 315 kg ha<sup>-1</sup>, en dicho año según datos del MAPA (2020). Por tanto, transcurridos tres años desde la implantación de los diferentes sistemas de manejo, el tratamiento LCI, considerando únicamente los originales, continuó siendo el tratamiento que mayor rendimiento agronómico presentó. Sin embargo, la evolución del rendimiento en dicho tratamiento fue negativa, con una caída en el rendimiento de un 23 % con respecto a los valores de 2015. Esta situación podría ser explicada por el elevado grado de infestación de malas hierbas presentes en el cultivo del arroz, y especialmente bajo el sistema de riego anaeróbico y laboreo convencional, hallando una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) y de carácter negativo entre la densidad de malas hierbas y los rendimientos agronómicos a lo largo del estudio en dicho tratamiento; ( $r = -0.884$ ) comprometiendo gravemente la sostenibilidad económica del cultivo. Recientemente, un estudio desarrollado por Tian et al. (2020) ha demostrado que los rendimientos agronómicos del cultivo de arroz son muy sensibles a la competencia por las malas hierbas, observando pérdidas en el rendimiento del 50 % con elevados grados de infestación de *Cyperus difformis* y hasta del 95 % en el caso de *Echinochloa crus-galli*.

En unos estudios complementarios llevados a cabo en el laboratorio, realizamos la puesta en marcha de la germinación presente naturalmente en nuestros suelos objeto de estudio, como indica la **Figura 4.24**, el año inicial del proyecto (2015) las semillas germinadas en nuestros suelos SD, LC, LCC y LCI no demostraron diferencias significativas entre ellos, siendo un valor medio de germinación por cada alveolo (28 cm<sup>2</sup>) de 10 plantas, e incluso el manejo LCIC no llega alcanzar la media de 1 planta por alveolo. No obstante, los mayores efectos de las malezas ocurrieron en el año 2017, encontrándonos en los manejos anaeróbicos con valores cercanos a las 27 plantas de malas hierbas, mientras que para los manejos aeróbicos con laboreo el resultado fue de media 9 plantas por alveolo, confirmando así lo descrito por Tian et al. (2020), aun así, las malas hierbas, también incrementan negativamente la calidad y el costo de producción como resultado de la competencia por varios factores de



crecimiento. El alcance de la pérdida puede variar según los métodos de cultivo, los cultivares de arroz, los ecosistemas de arroz, la asociación de especies de malezas, su densidad y la duración de la competencia (Singh et al., 2016).

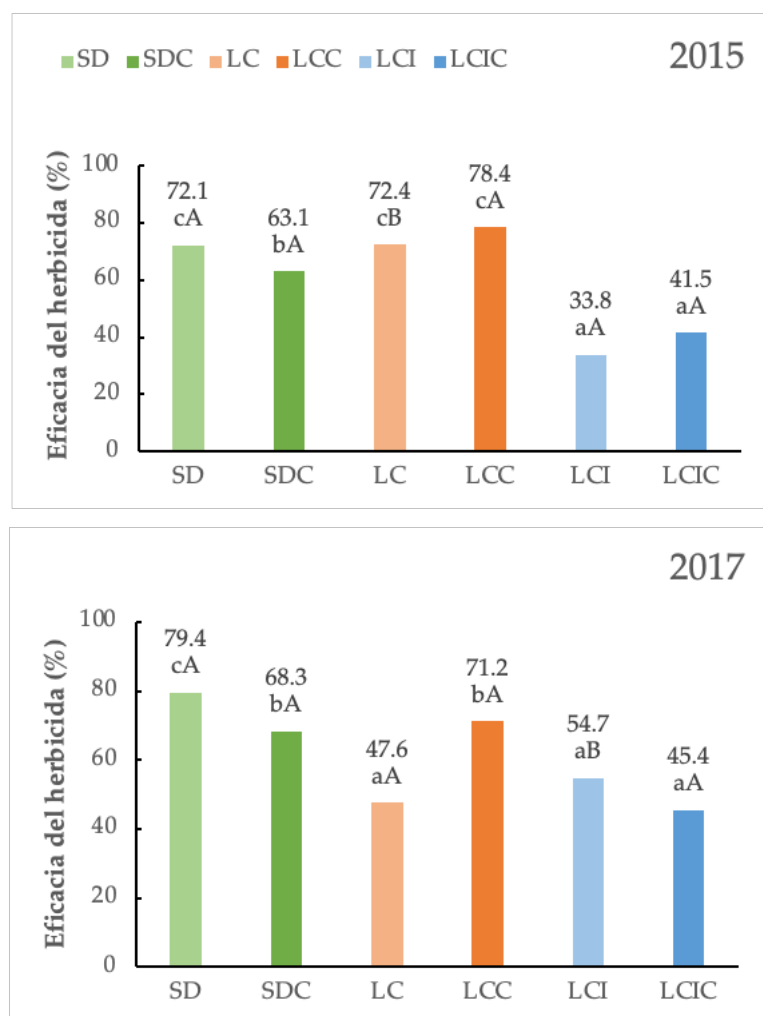


**Figura 4.24.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la densidad de malas hierbas espontaneas en los suelos del arroz, en los diferentes años del estudio.

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

La eficacia del herbicida Bispyribac-Sodio, sobre la especie *Echinochloa crus-galli*, en bandejas alveoladas, se muestran en la **Figura 4.25**, en la que se observan valores medios del total del estudio, para los tratamientos de las condiciones anaeróbicas, muy inferiores (37.6 %) a los de otros autores como, Zia-Ul-Haq et al. (2019), los cuales consiguieron resultados medios de 75 % de eficacia del herbicida bispyribac-sodio sobre las malas hierbas. No obstante,

los resultados que obtuvimos en los manejos aeróbicos para el año 2015 fueron muy superiores a los obtenidos ese mismo año en los sistemas anaeróbicos, siendo de media un 90 % mayor la eficacia de la aplicación del herbicida en los manejos con riego por aspersión. Por lo general, no existen diferencias significativas entre los manejos aeróbicos del año 2015. Con respecto a la evolución del tiempo en el estudio, no se reflejaron grandes tendencias de cambio en la mayoría de los sistemas de manejo, si cabe destacar el descenso de la eficacia en el manejo LC, el cual superó el 50 % (**Figura 4.25**) de pérdida de eficacia del herbicida con respecto al primer año 2015. Por lo tanto, la reducción del rendimiento del cultivo, puede ser potenciada por las malezas supervivientes, que podrían contribuir al banco de semillas presentes en el suelo, lo que representa una amenaza para el manejo futuro de malezas y la elección de la rotación de cultivos. Por lo tanto, parece imperativo aplicar herbicidas de forma secuencial para un control adecuado de las malezas (Singh et al. 2016).



**Figura 4.25.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la eficacia del herbicida Bispyribac-Sodio para el control de *Echinochloa crus-galli*, en los diferentes años del estudio.

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

Con respecto al efecto de la aplicación de compost de alperujo en el rendimiento agronómico, durante al año 2015 (efecto directo), se observó como el tratamiento con riego anaeróbico (LCIC) mostró valores significativamente superiores a los tratamientos aeróbicos, independientemente del sistema de laboreo. Concretamente, el tratamiento LCIC presentó un incremento del 28 % en el rendimiento agronómico con respecto a los tratamientos SDC y LCC, no mostrando estos últimos diferencias significativas entre ellos. En comparación con los suelos originales, la aplicación de compost de alperujo no provocó cambios significativos en los rendimientos, en ninguno de los tratamientos seleccionados, mostrando valores muy similares entre ellos. Este hallazgo

puede ser explicado debido a que la aplicación del plan de abonado que se llevó a cabo en el presente estudio, se decidió en base a las extracciones nutricionales netas del cultivo del arroz. Por lo tanto, el beneficio aportado a través de la enmienda orgánica de alperujo compostado podría haber quedado relegado a un segundo plano en cuanto a la extracción nutricional por parte del cultivo. De hecho, en vista de los resultados obtenidos, el tercer año de estudio se decidió dejar una pequeña superficie sin fertilización química como testigo con el objetivo de comparar los rendimientos agronómicos. Observando tras esta prueba un incremento cercano al 35 % en los rendimientos agronómicos para los tratamientos que recibieron el compost en comparación con las zonas sin fertilizar. Demostrando por tanto, la importancia del compost en la nutrición del cultivo cuando no se realiza una fertilización química previa. Resultados similares han sido observados por Lakitan et al. (2018) al evaluar el efecto de la fertilización en el rendimiento agronómico del cultivo de arroz.

En 2017, transcurridos tres años desde la aplicación del compost, el tratamiento LCC presentó los rendimientos significativamente más altos ( $8\,581\text{ kg ha}^{-1}$ ) con un incremento significativo del 26 % con respecto a SDC ( $6\,782\text{ kg ha}^{-1}$ ), pudiendo atribuir dicho resultado a la mayor compactación del suelo observada en el tratamiento bajo técnicas de no laboreo. De hecho, se observó una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) y negativa ( $r = -0.291$ ) entre los valores de rendimiento agronómico registrados a lo largo del estudio y la resistencia a la penetración del suelo. Existen estudios donde apuntan que un mayor grado de compactación del suelo impide el correcto desarrollo radicular del cultivo, provocando una reducción de las producciones, como ya corroboraron Mondal et al. (2019) para el cultivo del arroz. Además, también es importante destacar como durante el último año de estudio, el tratamiento LCC presentó valores similares de rendimiento agronómico al tratamiento LCI, y superiores a un 10 % con respecto a LCIC, con un ahorro de agua del 36 %, revelando la importancia de la materia orgánica bajo sistemas de riego aeróbico. De hecho, el estudio de correlación realizado para la variable de rendimiento agronómico, mostró correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ) y positivas con el contenido en AH y AF ( $r = 0.326$ , y  $r = 0.319$ ; respectivamente), así como con el índice de humificación ( $r = 0.441$ ,  $p < 0.01$ ), demostrando que la

calidad de la materia orgánica puede ser un factor con una gran influencia sobre la producción del cultivo del arroz. Además, ese estudio de correlaciones reveló un factor muy importante en el rendimiento agronómico del cultivo, como fue el control de las malas hierbas. Así, mientras que en el tratamiento LCC, no se observaba ninguna correlación significativa entre la densidad de maleza y el rendimiento, en los tratamientos SDC y LCIC se observó entre ambas variables una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) y negativa ( $r = -0.881$  y  $r = -0.845$ ; respectivamente). Estas correlaciones podrían explicar la tendencia negativa observada en los tratamientos SDC y LCIC y demostrar que una buena gestión y control de las malezas en el cultivo del arroz, como fue en el caso del LCC, es fundamental para asegurar los rendimientos y así la sostenibilidad económica del cultivo.

Con respecto a la influencia del resto de parámetros agronómicos en el rendimiento, se observaron correlaciones estadísticamente significativas y positivas con el IN ( $r = 0.268$ ,  $p < 0.05$ ), PANM2 ( $r = 0.548$ ,  $p < 0.01$ ); PLL ( $r = 0.303$ ,  $p < 0.05$ ), P1000 ( $r = 0.480$ ,  $p < 0.01$ ). Sin embargo, con el NH no se observó una correlación estadísticamente significativa ( $r = 0.115$ ,  $p > 0.05$ ), por tanto, reducir la dosis de siembra con el objetivo de aumentar la capacidad de ahijamiento de la planta, no sería aconsejable desde el punto del rendimiento agronómico, al menos en las condiciones en las que se ha realizado este estudio. Resultados similares han sido previamente descritos por Sánchez-Llerena (2014) también para la variedad Gladio.

**Tabla 4.20.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el rendimiento agrónómico obtenido ( $\text{kg ha}^{-1}$ ).

SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>2015</b>					
8 785aB	8 855aC	9 699abC	8 776aB	11 006abC	11 268bC
<b>2016</b>					
6 047aA	4 938aA	5 428aA	5 506aA	6 259aA	5 180aA
<b>2017</b>					
7 308abAB	6 782aB	7 698abB	8 581cB	8 470bcB	7 800abcB

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

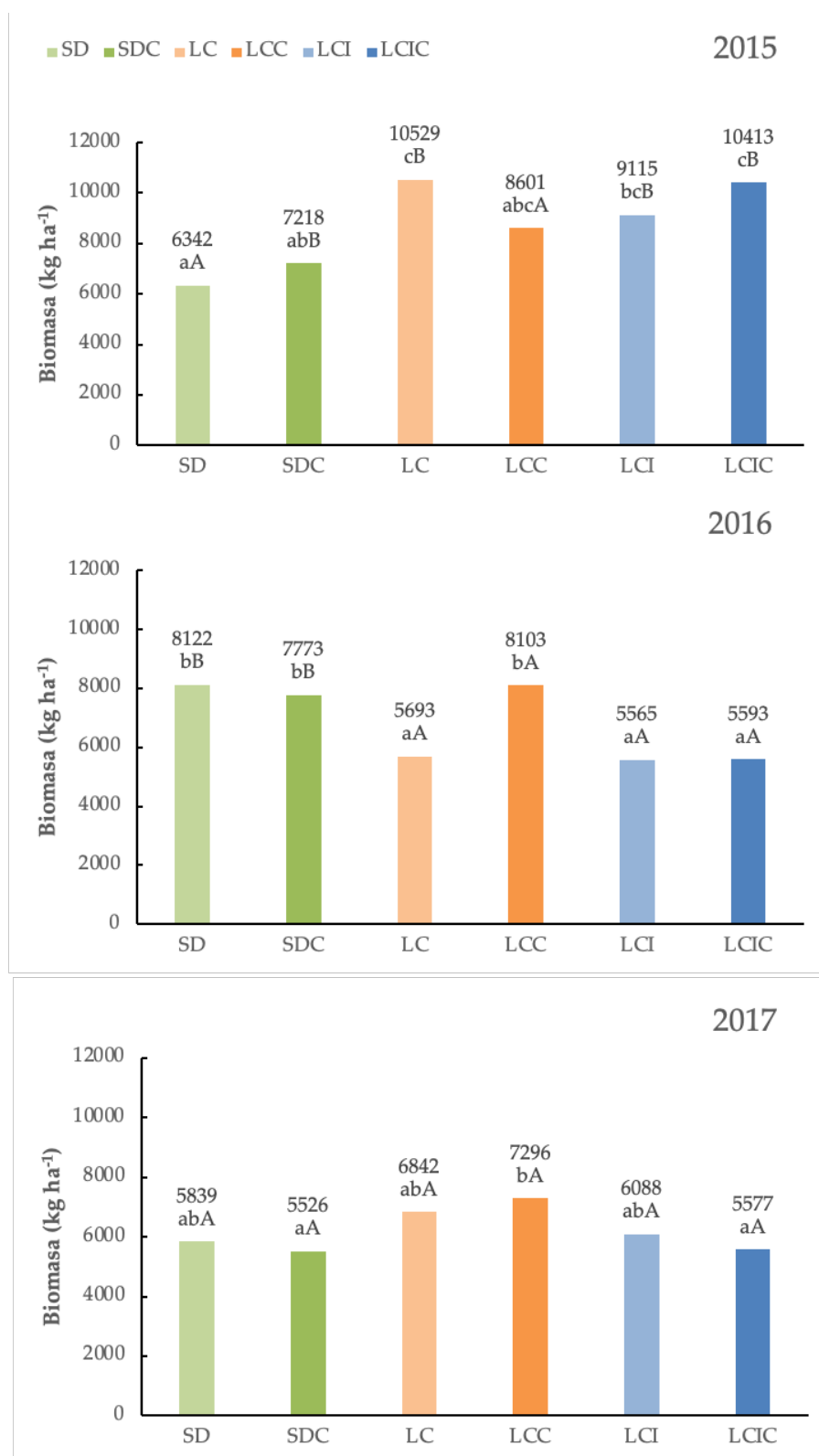
#### 4.2.9. Producción de biomasa

Con respecto a los suelos originales, durante el primer año de estudio, se observó que, independientemente del tipo de riego aplicado, los tratamientos labrados presentaron una mayor producción de biomasa (PBIO) que el tratamiento sin laboreo. Así, la PBIO en LC y LCI fue 1.66 y 1.44 veces superior a la observada en SD, durante el primer año de estudio. Sin embargo, transcurridos tres años de estudio, la PBIO fue muy similar en los tres tratamientos originales, sin observar diferencias significativas entre ellos, con un valor medio de 6 256 kg de materia seca (MS) por hectárea, valores superiores a los hallados por Sánchez-Llerena (2014), quién registró un valor medio de 4 296  $\text{kg ha}^{-1}$ .

Con respecto al efecto de la aplicación de compost de alperujo en la PBIO, esta no afectó de forma significativa a dicha propiedad, independientemente del año de estudio y del sistema de manejo seleccionado, salvo en el caso del tratamiento LCC cuyo valor incrementó por 1.42 veces con respecto a lo observado en LC en el año 2016 (**Figura 4.26**). Durante el primer año de estudio, el tratamiento LCIC presentó valores significativamente superiores a SDC, con un incremento del 44 %, no encontrando diferencias significativas con LCC, tratamiento que presentó una PBIO de 8 601 kg de

MS ha<sup>-1</sup>. Sin embargo, transcurridos tres años de estudio, no se observaron diferencias significativas entre SDC y LCIC con valores alrededor de los 5 500 kg de MS ha<sup>-1</sup> en ambos tratamientos, mientras que el tratamiento LCC mostró 7 296 kg de MS ha<sup>-1</sup> de PBIO, siendo significativamente superior a SDC y LCIC. Es importante destacar, que mientras en el tratamiento LCC la evolución en el tiempo no provocó cambios significativos, en los tratamientos SDC y LCIC se observaron descensos significativos del 23 % y 46 % respectivamente, en el tercer año de estudio con respecto al primero (**Figura 4.26**). Dicha situación podría ser explicada por la elevada sensibilidad de PBIO ante las malas hierbas, de forma que la existencia de adventicias en determinados momentos críticos, podría haber limitado la PBIO (Sánchez-Llerena, 2014).

La PBIO mostró correlaciones estadísticamente significativas ( $p < 0.01$ ) con el NH ( $r = 0.564$ ), PANM2 ( $r = 0.532$ ) y el REND ( $r = 0.492$ ).



**Figura 4.26.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo, en cuanto a la producción de biomasa, en los diferentes años del estudio.

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.



#### 4.2.10. Índice de cosecha

El índice de cosecha (ICOSE) muestra la proporción que existe entre el rendimiento agronómico, y la producción de biomasa total (Fageira y Baligar, 2005). Los valores obtenidos para ICOSE se situaron dentro del rango 0.386 y 0.611 (**Tabla 4.21**), valores que fueron similares a los descritos por Blanco (2014) y Sánchez-Llerena et al. (2016), también para la variedad de arroz Gladio y que son considerados normales para el cultivo del arroz (Bueno y Lafarge, 2009).

Con respecto a los suelos originales, destacar como transcurridos tres años desde la implantación de los manejos, el tratamiento con riego anaeróbico presenta valores de ICOSE significativamente superiores a los tratamientos aeróbicos, independientemente del sistema de laboreo empleado, con un incremento del 13%. Estudios realizados por Roberts et al. (1993) fijaron el valor de 0.67 a partir del cual podría existir un alto riesgo de encamado, debido a que un bajo porcentaje de biomasa (paja) soportaría un elevado porcentaje de grano, suponiendo un grave problema en la recolección de la cosecha. Por tanto, sería un factor a tener en cuenta especialmente bajo el sistema de riego anaeróbico.

La aplicación de compost de alperujo no afectó en comparación con los suelos originales al ICOSE, independientemente del año de estudio considerado y del sistema de manejo seleccionado (**Tabla 4.21**). Además, salvo en los tratamientos SD y SDC, tampoco se observaron diferencias significativas entre los diferentes sistemas de manejo a lo largo de los años estudiados, obteniendo durante el segundo año de estudio (2016) los menores valores de ICOSE independientemente del sistema de manejo seleccionado, siendo según Fageira et al. (2011) una propiedad que depende en gran medida de las condiciones ambientales.

El análisis de correlaciones realizado mostró que el ICOSE se encuentra influenciado positivamente por el IN ( $r = 0.458$ ,  $p < 0.01$ ), PLL ( $r = 0.444$ ,  $p < 0.01$ ), P1000 ( $r = 0.479$ ,  $p < 0.01$ ), REND ( $r = 0.543$ ,  $p < 0.01$ ) y negativamente por NH ( $r = -0.463$ ,  $p < 0.01$ ) y P BIO ( $r = -0.400$ ,  $p < 0.01$ ).

Además, también es importante destacar la correlación observada entre ICOSE y la compactación del suelo ( $r = -0.292$ ,  $p < 0.05$ ), resultado que vuelve a poner de manifiesto la importancia de la calidad del suelo, desde un punto de vista de las propiedades físicas, en un parámetro como el ICOSE el cual engloba tanto el desarrollo vegetativo del cultivo como el comportamiento productivo del mismo.

**Tabla 4.21.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el índice de cosecha.

SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>2015</b>					
0.581bB	0.553abB	0.483aA	0.506aA	0.548abA	0.519abAB
<b>2016</b>					
0.423abA	0.386aA	0.488abA	0.396aA	0.531bA	0.480abA
<b>2017</b>					
0.549aB	0.543aB	0.537aA	0.547aA	0.611bA	0.578abB

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

#### 4.2.11. Productividad del agua

Uno de los principales retos a los que se enfrentan el cultivo del arroz desde el punto de vista de la sostenibilidad ambiental es maximizar la productividad del agua ( $PH_2O$ ) empleada, mediante sistemas de riego que se adapten a las necesidades del cultivo, y más aún en países de ambiente mediterráneo, como en el que se ha desarrollado el presente estudio, donde existe una progresiva disminución en la disponibilidad de los recursos hídricos.

Los valores obtenidos para la  $PH_2O$  a lo largo del estudio se situaron dentro del rango 0.337 y 0.898 g L<sup>-1</sup> (Tabla 4.22), resultados que fueron

similares a los descritos por Sánchez-Llerena et al. (2014) también bajo condiciones de ambiente mediterráneo y regímenes de riego muy similares a los del presente estudio.

Los diferentes sistemas de manejo influyeron significativamente en la  $\text{PH}_2\text{O}$  aplicada, siendo sus efectos similares en los diferentes años del estudio, como determinó la ausencia de significancia en la interacción tratamiento x año (**Tabla 4.13**). Desde el primer año de implantación, se observó como los sistemas de riego aeróbico, independientemente del tipo de laboreo seleccionado, presentaron valores de  $\text{PH}_2\text{O}$  significativamente superiores al sistema de riego anaeróbico. Así, en el primer año de estudio, los tratamientos SD y LC presentaron de media un incremento del 25 % en la  $\text{PH}_2\text{O}$  con respecto al tratamiento LCI. Transcurridos tres años desde la implantación de los diferentes sistemas de producción (2017), los tratamientos SD y LC, no presentan diferencias significativas entre ellos con un valor medio de  $\text{PH}_2\text{O}$  de  $0.729 \text{ g L}^{-1}$ , alcanzando un incremento del 38 % con respecto al tratamiento LCI. Similares resultados han sido descritos por Froes de Borja Reis et al. (2018) al estudiar el efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la  $\text{PH}_2\text{O}$  hallando valores de  $0.800 \text{ g L}^{-1}$  en sistemas de riego aeróbico y  $0.400 \text{ g L}^{-1}$  bajo el riego anaeróbico. Estos resultados demuestran que el sistema de riego anaeróbico no es un sistema de riego eficaz, debido probablemente a las elevadas pérdidas de agua por percolación y evaporación (Farooq et al., 2011). Algunos autores han cifrado los flujos de agua improductivos en un 60 - 80 % con respecto al total de agua aplicada al cultivo mediante el uso del riego anaeróbico (Li, 2001; Tabbal et al., 2002; Lampayan et al., 2015).

La aplicación de compost de alperujo no afectó de forma significativa a los valores de  $\text{PH}_2\text{O}$  con respecto a los suelos originales, en ninguno de los tres años estudiados (**Tabla 4.22**). Este resultado podría ser explicado porque todos los tratamientos aeróbicos fueron irrigados con la misma cantidad de agua, siendo esta cantidad la necesaria para cubrir la evapotranspiración del cultivo y, por tanto, no llevando el cultivo a condiciones de estrés hídrico, punto en el que la enmienda orgánica podría contrarrestar dicho estrés al aumentar la capacidad de retención de agua (Wihardjaka et al., 2019). Aun así, el estudio de correlaciones mostró la importancia de la calidad de la materia orgánica en

la  $\text{PH}_2\text{O}$  en el cultivo del arroz, presentando correlaciones significativas con parámetros como el contenido en AH ( $r= 0.434$ ,  $p<0.01$ ), AF ( $r= 0.412$ ,  $p<0.01$ ) y el IH ( $r= 0.669$ ,  $p<0.01$ ). Por tanto, estos resultados sugieren que la implantación de técnicas de cultivo que promuevan el incremento del contenido en materia orgánica del suelo, especialmente el de las fracciones húmicas, puede incrementar la  $\text{PH}_2\text{O}$  en el cultivo del arroz, al menos bajo condiciones de ambiente mediterráneo (Sánchez-Llerena et al., 2016). También es importante destacar, la correlación observada entre  $\text{PH}_2\text{O}$  y la AD ( $r= 0.301$ ,  $p<0.05$ ), debido a que las raíces de las plantas de arroz podrían estimular la actividad enzimática por el efecto positivo entre la actividad microbiana del suelo y la producción de exudados, mejorando el desarrollo vegetativo y productivo del cultivo (Jaffar Basha et al., 2017). Por consiguiente, este resultado confirman, que mejorar la calidad del suelo, desde un punto de vista biológico, también sería útil con el objetivo de diseñar estrategias que mejoren y maximicen la  $\text{PH}_2\text{O}$  en el cultivo del arroz (Vishwakarma y Dubey, 2020). Además, es importante reseñar, que las diferencias observadas en la  $\text{PH}_2\text{O}$  entre ambos tipos de riego se acentúan con la aplicación del compost de alperujo, así durante el último año de estudio (2017), los tratamientos aeróbicos (SDC y LCC) mostraron un incremento del 53 % en la  $\text{PH}_2\text{O}$  con respecto al tratamiento LCIC.

**Tabla 4.22.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la productividad del agua ( $\text{g L}^{-1}$ ).

SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>2015</b>					
0.813bA	0.820bB	0.898bC	0.812bA	0.683aC	0.699aC
<b>2016</b>					
0.696cA	0.569abcA	0.625bcA	0.634bcA	0.407abA	0.337aA
<b>2017</b>					
0.711cdA	0.658bcA	0.747cdB	0.832dA	0.529abB	0.487aB

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p<0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

### 4.3. Seguridad alimentaria

La contaminación del suelo por metales se ha convertido en un serio problema ambiental de considerable preocupación pública. El contenido de metales pesados en el suelo es un factor de vital importancia que refleja la calidad del mismo, y condiciona su uso (Lwin et al., 2018). Además, la contaminación por metales pesados es un serio problema, principalmente en cultivos, pues amenaza directamente a la seguridad alimentaria y la salud humana (Hou et al. 2018). Especialmente es el caso del arroz, pues se trata del alimento básico de más del 60 % de la población mundial, siendo un cultivo que puede absorber fuertemente metales pesados como As, Cd, Cu, Pb y Zn (Qi et al., 2010, Xiang et al., 2019).

#### 4.3.1. Biodisponibilidad de metales pesados en suelo

Los metales pesados tienen dos fuentes principales de entrada en el suelo. Por un lado, los metales pesados provienen de actividades humanas (Zhang et al., 2015), como la actividad minera e industrial cuyas emisiones y efluentes pueden contaminar los suelos (Xie et al. 2018), también la producción agrícola, mediante el uso excesivo de fertilizantes químicos (Cai et al., 2015), y otra la sedimentación atmosférica (Li et al., 2019). A diferencia de los contaminantes orgánicos, los metales pesados no se oxidan a CO<sub>2</sub> a través de la acción microbiana, pues no sufren degradación bioquímica (Olowookere et al., 2018) y persisten en el suelo durante mucho tiempo una vez son liberados al medio (Liu et al., 2013).

La **Tabla 4.23**, muestra el análisis de la varianza para medidas repetidas de las concentraciones en el suelo de los metales seleccionados, así como el nivel de significancia de la variable inter-sujetos (tratamiento), la variable intra-sujetos (año) y la interacción entre ambas (Tratamiento x año).

**Tabla 4.23.** Análisis de la varianza de medidas repetidas para la concentración total de metales pesados y metaloides presentes en los suelos.

	Tratamiento		Año		Tratamiento x año	
	F	sig	F	sig	F	sig
<b>Arsénico</b>	55.3	***	1931	***	320	***
<b>Cadmio</b>	1.75	NS	2971	***	18.6	***
<b>Cromo</b>	1.76	NS	697	***	80.7	***
<b>Cobre</b>	2.79	NS	709	***	93.7	***
<b>Níquel</b>	3.39	*	52.3	***	2.71	*
<b>Plomo</b>	1.06	NS	238	***	10.0	***
<b>Zinc</b>	2.53	NS	350	***	91.8	***

\*, \*\* y \*\*\* indican significación al 0.05, 0.01 y 0.001 de nivel de probabilidad, respectivamente.

Los niveles de significación obtenidos en el ANOVA de medidas repetidas indican que la variable Tratamiento no ejerció una influencia significativa en la concentración de la mayoría de los metales seleccionados, salvo en el caso del arsénico y el níquel. Sin embargo, la variable Año presentó una influencia significativa sobre todos los metales seleccionados en el estudio. Así mismo, la interacción Tratamiento-Año fue significativa para todos los metales estudiados, indicando, por tanto, que el tratamiento seleccionado tuvo un efecto diferente sobre los valores de concentración de los metales en cada año considerado.

En la **Tabla 4.24** se muestra el efecto de los diferentes sistemas de manejo en la concentración total de los diferentes metales a lo largo de los años de estudio, presentando también los resultados de clasificación en grupos homogéneos.

**Tabla 4.24.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo en la concentración total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de los diferentes metales a lo largo de los años de estudio.

2015	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Arsénico</b>	1.05aA	1.80dA	1.44bA	2.26eA	1.66cB	1.00aA
<b>Cadmio</b>	0.010aA	0.010aA	0.010aA	0.010aA	0.010aA	0.010aA
<b>Cromo</b>	29.1aA	33.5aA	41.4aB	37.5aA	24.0aA	33.8aA
<b>Cobre</b>	8.66aA	11.8aA	10.9aA	12.9aB	7.67aA	11.1aAB
<b>Níquel</b>	8.60aA	11.0bA	11.1bA	11.7bA	7.05aA	10.7bA
<b>Plomo</b>	11.8aA	14.7aA	15.4aA	16.1aAB	10.4aA	14.5aA
<b>Zinc</b>	15.2aA	19.2aA	18.2aA	19.6aA	12.7aA	19.1aA
2016	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Arsénico</b>	2.14aB	2.92cB	2.88cC	2.57bB	2.61aC	2.04aC
<b>Cadmio</b>	0.190aB	0.241aB	0.240aB	0.201aB	0.230aB	0.201aB
<b>Cromo</b>	34.2aB	37.1aA	40.9aB	34.3aA	38.3aB	34.4aA
<b>Cobre</b>	7.62aA	9.62aA	10.1aA	9.29aA	9.01aAB	9.01aA
<b>Níquel</b>	11.6aA	14.3bcAB	15.9cB	12.9abAB	14.2bcB	12.5abAB
<b>Plomo</b>	12.6aA	14.9aA	16.9aA	13.8aA	15.0aB	13.5aA
<b>Zinc</b>	16.1aA	23.1aB	26.6aB	19.1aA	29.5aC	21.8baA
2017	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Arsénico</b>	2.63eC	1.69cA	2.22dB	2.89fC	0.942aA	1.42bB
<b>Cadmio</b>	0.336aC	0.246aB	0.335aC	0.362aC	0.305aC	0.343aC
<b>Cromo</b>	44.7aC	46.1aB	40.9aA	39.6aA	38.0aB	38.7aA
<b>Cobre</b>	12.7aB	16.0aB	11.4aA	11.6aA	10.4aB	11.5aB
<b>Níquel</b>	16.4aC	15.7aB	14.8aB	15.0aB	13.9aB	14.4aB
<b>Plomo</b>	19.1aB	19.5aB	19.3aA	18.8aB	17.6aB	18.6aB
<b>Zinc</b>	22.6aB	24.6aB	21.2aA	21.5aA	19.8aB	22.2aA

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

En primer lugar es importante destacar que los niveles de metales encontrados en los diferentes tratamientos a lo largo del estudio (**Tabla 4.24**), no superaron en ningún caso el valor límite de concentración de metales pesados en los suelos, regulado por el Real Decreto 1310/1990 en su Anexo I A.

Los valores de Arsénico (As) para los suelos originales a lo largo del periodo de estudio oscilaron entre 0.942 y 2.88 mg kg<sup>-1</sup>, siendo valores muy inferiores a los observados por Moreno-Jiménez et al. (2014) también en suelos dedicados al cultivo del arroz bajo sistemas de riego anaeróbico y aeróbico. El contenido del suelo en As es muy variable, con valores desde 0.2 hasta 40 mg kg<sup>-1</sup>, siendo el valor medio de la corteza terrestre de 2.51 mg kg<sup>-1</sup> (Pérez-Martínez, 2015). La aplicación de compost de alperujo en el primer año de estudio (2015) provocó un incremento en los niveles de As en los tratamientos aeróbicos, mientras en el caso del tratamiento anaeróbico se observó un descenso. Sin embargo, transcurridos tres años, desde la aplicación del compost se observa como en los tratamientos bajo laboreo convencional, independientemente del sistema de riego empleado, se observa un incremento en los niveles de As con respecto a los suelos originales, mientras que en el sistema de laboreo de conservación (SDC) se produce un descenso. De manera que el análisis de la tendencia resulta difícil debido a la variabilidad de los resultados.

Con respecto a los niveles de Cadmio (Cd) observados, estos no presentaron diferencias significativas entre los diferentes tratamientos seleccionados a lo largo del estudio (**Tabla 4.24**), con valores medios entre tratamientos que oscilaron entre 0.01 mg kg<sup>-1</sup> para el año 2015 y 0.321 mg kg<sup>-1</sup> para el año 2017, rango dentro del cual se encuentran las concentraciones de Cd observadas (0.043 - 0.102 mg total de Cd kg<sup>-1</sup> de suelo) por Moreno-Jiménez et al. (2014) en suelos de ambiente mediterráneo, no observando tampoco diferencias significativas entre los diferentes sistemas de manejo.

Al igual que ocurre en el Cd, tampoco se observaron diferencias significativas, entre los diferentes tratamientos con respecto a la concentración de cromo (Cr) en los suelos. En el presente estudio los niveles de Cr para los



diferentes sistemas de manejo y a lo largo del estudio se situaron dentro del rango 24.0 - 44.7 mg kg<sup>-1</sup>, coincidiendo con el valor medio de 29.8 mg de Cr por kg de suelo observado por Núñez et al. (2016) tras analizar más de 20 000 muestras de suelo repartidas por toda la geografía española. Igualmente, los niveles de Cobre (Cu), no mostraron diferencias significativas entre tratamientos, mostrando valores comprendidos entre 7.67 y 16 mg kg<sup>-1</sup>. Valores similares de Cu fueron observados por Tang et al. (2020) en un suelo dedicado al cultivo en rotación del arroz y el trigo.

Con respecto a los niveles de Níquel (Ni) se observa como estos se situaron dentro del rango de 7.05 - 16.4 mg kg<sup>-1</sup>, observándose durante el primer año de estudio (2015) como la aplicación de compost incrementó los niveles de Ni en todos los sistemas de manejo, independientemente del tipo de riego y laboreo empleado, pero sin exceder en ningún caso el valor límite de 30 mg kg<sup>-1</sup> que marca la legislación española. Además, durante el último año de estudio no se observaron diferencias significativas en las concentraciones de Ni entre ninguno de los tratamientos estudiados, con un valor medio de 15 mg kg<sup>-1</sup>. Valores similares de Ni en suelos dedicados al cultivo del arroz fueron observados por Yadav et al. (2017) con un valor medio de 10.4 mg kg<sup>-1</sup> en la India, o de 11 mg kg<sup>-1</sup> por Tsukada et al. (2007) en Japón, pero muy por debajo de los 85.8 mg kg<sup>-1</sup> encontrados por Tariq y Bashir (2012) en Pakistán.

En relación a los valores de Plomo (Pb), los tratamientos estudiados no influyeron de forma significativa en las concentraciones de Pb presentes en los suelos estudiados, las cuales se situaron dentro del rango de 10.4 y 19.1 mg kg<sup>-1</sup>, siendo generalmente encontrado en forma de metal en concentraciones que van desde los 10 a 30 mg kg<sup>-1</sup> a lo largo de la corteza terrestre (Ali et al., 2020). De la misma manera, los niveles de Zinc (Zn) presentes en los suelos no se vieron afectados de forma significativa por los tratamientos seleccionados (**Tabla 4.24.**) hallando sus valores entre 12.7 y 29.5 mg kg<sup>-1</sup>, muy por debajo de su valor límite (150 mg kg<sup>-1</sup>) marcado por el Real Decreto 1310/1990.

### **4.3.3. Bioacumulación de metales pesados en grano de arroz**

En diferentes países productores de arroz se ha observado como en diferentes partes de la planta (raíces, brotes, hojas y granos) se ha producido una acumulación de metales pesados provenientes de los suelos (Hu et al., 2016). Así, la contaminación de metales pesados en los suelos de arroz y su transferencia al cultivo, especialmente, en el caso de los granos, son motivo de creciente preocupación (Moreno-Jiménez et al., 2014). Los riesgos para la salud humana se pueden medir utilizando los índices de contaminación, factores de transferencia del suelo a la planta y las concentraciones en las diferentes partes de la planta (Balasooriya et al., 2016; Antoniadis et al., 2019).

La **Tabla 4.25**, muestra el análisis de la varianza para medidas repetidas de las concentraciones totales en los granos de arroz de los metales seleccionados, así como el nivel de significancia de la variable inter-sujetos (tratamiento), la variable intra-sujetos (año) y la interacción entre ambas Tratamiento x año). Los niveles de significación obtenidos en el ANOVA de medidas repetidas indican que la variable Tratamiento ejerció una influencia significativa en la concentración de la mayoría de los metales seleccionados para la realización de este estudio, salvo en el caso del Cr y el Zn. Con respecto a la variable Año, esta no ejerció una influencia significativa en los niveles de Cd ni Cr, mientras en el resto de metales sí. En cuanto a la interacción Tratamiento - año, esta fue significativa en el caso de Co, Ni, Pb y Zn, por tanto, el tratamiento seleccionado tuvo un efecto diferente sobre los niveles de concentración de estos metales en cada año considerado.

**Tabla 4.25.** Análisis de la varianza de medidas repetidas para la concentración total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de metales pesados y metaloides bioacumulados en su totalidad, en los granos de arroz.

	Tratamiento		Año		Tratamiento x año	
	F	sig	F	sig	F	sig
<b>Arsénico</b>	23.9	***	58.4	***	2.17	NS
<b>Cadmio</b>	3.64	*	3.08	NS	0.815	NS
<b>Cromo</b>	1.25	NS	2.86	NS	1.13	NS
<b>Cobre</b>	35.3	***	7.69	**	4.75	**
<b>Níquel</b>	23.0	***	17.1	***	3.89	**
<b>Plomo</b>	3.71	*	18.1	***	2.49	*
<b>Zinc</b>	0.425	NS	16.5	***	2.67	*

\*, \*\* y \*\*\* indican significación al 0.05, 0.01 y 0.001 de nivel de probabilidad, respectivamente.

En la **Tabla 4.26**, se muestra el efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la concentración total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de los diferentes metales a lo largo de los años de estudio, presentando también los resultados de clasificación en grupos homogéneos.

**Tabla 4.26.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de los diferentes metales en los granos de arroz.

2015	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Arsénico</b>	0.001aA	0.040aA	0.017aA	0.001aA	0.310bA	0.206bA
<b>Cadmio</b>	0.098bA	0.020aA	0.063bA	0.011aA	0.001aA	0.001aA
<b>Cromo</b>	3.94bA	0.717aC	0.523aA	0.373aA	0.722aA	0.284aB
<b>Cobre</b>	6.49dB	4.82bcB	6.21dB	4.98cB	2.22aA	3.68bB
<b>Níquel</b>	2.07dB	1.07bB	1.44cA	1.15bcA	0.249aA	0.213aB
<b>Plomo</b>	0.699bcB	0.653abA	0.870cB	0.663bcA	0.247aA	0.389abAB
<b>Zinc</b>	21.3aB	17.2aB	20.1aA	22.4aA	16.4aAB	17.5aAB
2016	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Arsénico</b>	0.168aB	0.202aB	0.206aB	0.144aB	0.582bB	0.582bB
<b>Cadmio</b>	0.166cA	0.117bB	0.146bcA	0.043aA	0.009aA	0.001aA
<b>Cromo</b>	0.515bA	0.389abB	0.328abA	0.412abA	0.341abA	0.278aB
<b>Cobre</b>	5.40cAB	5.83cC	3.68bA	3.31abA	2.88abA	2.12aA
<b>Níquel</b>	1.57cB	1.15bcB	1.06bA	0.733abA	0.590abB	0.293aB
<b>Plomo</b>	0.243abA	0.312abA	0.407bA	0.392bA	0.239abA	0.146aA
<b>Zinc</b>	18.7aB	21.0aC	15.4aA	14.6aA	17.2aB	19.4aB
2017	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Arsénico</b>	0.001aA	0.026aA	0.030aA	0.030aA	0.203bA	0.203bA
<b>Cadmio</b>	0.069bA	0.001aA	0.092bA	0.027aA	0.051bA	0.001aA
<b>Cromo</b>	0.037aA	0.001aA	0.013aA	0.239bA	0.100bA	0.081aA
<b>Cobre</b>	4.48cA	4.05bcA	5.21cAB	4.97cB	2.98abA	2.43aAB
<b>Níquel</b>	0.667bcA	0.153abA	1.04cA	0.680bcA	0.355abAB	0.123aA
<b>Plomo</b>	0.540aAB	0.623aA	0.457aA	0.460aA	0.612aB	0.520aB
<b>Zinc</b>	12.4aA	12.7aA	14.0abA	18.0bA	13.5abA	12.9aA

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

### Arsénico:

Está comprobado que la exposición durante un largo plazo a As causa daños irreparables en la salud humana, afectando a la mayoría de los sistemas como son: cardiovascular, dérmico, neurológico, hepático, respiratorio y reproductivo (Ali et al., 2019b), siendo considerado como un elemento cancerígeno en humanos (Sambu y Wilson, 2008; Meharg y Raab, 2010).

En la **Tabla 4.26**, se observó como a lo largo de todo el periodo de estudio, la concentración de As en los granos de arroz bajo sistemas de riego anaeróbico fue significativamente superior a la concentración de As observado en los granos de arroz bajo sistemas de riego aeróbico, independientemente del tipo de laboreo aplicado. Así, de media para los tres años de estudio, el tratamiento LCI incrementó la concentración de As en el grano por un factor de 6.52 y 4.35 con respecto a los tratamientos SD y LC, respectivamente. Resultados similares fueron observados por Moreno-Jiménez et al. (2014) al estudiar el efecto de los diferentes sistemas de riego sobre la acumulación de metales pesados en granos de arroz. En los tratamientos que incorporaron el compost de alperujo, la tendencia observada a lo largo del experimento fue muy similar a la de los tratamientos originales, con valores de concentración de As significativamente superiores en LCIC con respecto a SDC y LCC (**Tabla 4.26**). En concordancia con estos resultados, existen estudios donde afirman que promover la formación de un ambiente oxidante en el suelo es muy importante para promover la inmovilización del As en el mismo (Yang et al., 2020), pues bajo un ambiente reductor el As se moviliza aumentando su biodisponibilidad (Zhang et al., 2015a,b), siendo el potencial redox una de las propiedades más importantes en el comportamiento del As (Moreno-Jiménez et al., 2014, Yang et al., 2020).

Es importante destacar que los valores de concentración de As presentados en la **Tabla 4.26**, hacen referencia al contenido total, pues por diversos motivos, los resultados de la especiación aún no están disponibles. De todas formas y siguiendo el criterio de los expertos de la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (ESFA) se puede considerar que la proporción de arsénico inorgánico sobre el total podría ser del 70 % (ESFA,

2009). Así, en el año 2016, los granos de arroz procedentes de los tratamientos LCI y LCIC, podrían sobrepasar el límite establecido en Reglamento (CE) n° 1881/2006 de 0.25 mg de arsénico inorgánico por kg de arroz descascarado. Sin embargo, en dicho Reglamento, ese límite se reduce de forma significativa hasta 0.10 mg kg<sup>-1</sup>, para los casos que el arroz sea destinado a la producción de alimentos para lactantes o niños de corta edad. Por tanto, el arroz cosechado bajo el sistema de riego anaeróbico, independientemente de la aplicación de enmienda o no, a lo largo de los diferentes años de estudio, no podrían destinarse a la producción de alimentos para niños de corta edad. Mientras que bajo el sistema de riego aeróbico, con aplicación o no de enmienda orgánica e independientemente del sistema de laboreo empleado, el arroz obtenido cumpliría con los límites impuestos en el Reglamento Europeo, salvo en el año 2016, donde su uso para la alimentación infantil podría verse comprometida. En el año 2016, se produce un incremento significativo en la concentración de As en grano en todos los tratamientos seleccionados, situación que podría estar ocasionada por el descenso del rendimiento agronómico observado durante ese año, como se ha explicado anteriormente en la sección 4.2.8.

Los resultados del análisis de correlación indican que la concentración de As en grano presentó una correlación estadísticamente significativa ( $p < 0.01$ ) y negativa con el contenido en AH y AF ( $r = -0.572$ ,  $r = -0.581$ ), respectivamente, mostrando la importancia de la materia orgánica y en especial aquella más humificada. De hecho, también se observó una correlación significativa y negativa entre la concentración de As en grano y el IH ( $r = -0.663$ ,  $p < 0.01$ ). Estos resultados están de acuerdo con los descritos por Fu et al. (2011), quienes concluyeron que la materia orgánica de los suelos podría reducir la biodisponibilidad del As en las plantas de arroz, fundamentalmente porque los ácidos orgánicos podrían servir como agentes de unión y/o formar complejos insolubles con el As, especialmente cuando están saturados con cationes metálicos (Wang y Mulligan, 2006; Das et al., 2008). Así, el contenido de hierro presente en los suelos del estudio (datos no mostrados) mostró una correlación significativa y negativa ( $r = -0.371$ ,  $p < 0.05$ ) con la cantidad de As en el grano. Además, estudios previos han señalado que se ha reducido la transferencia de As a los granos de arroz, por el secuestro

que la placa de hierro ejerce sobre el As en las raíces (Xu et al., 2017; Yang et al., 2019a), mejorando la formación de dicha placa al mejorar la actividad oxidativa de los microorganismos del suelo (Yang et al., 2020), situación que podría explicar la correlación significativa y negativa entre la AD del suelo y el contenido en As de los granos de arroz ( $r = -0,277$ ,  $p < 0.05$ ).

### **Cadmio:**

El Cd es un metal pesado que no posee funciones nutricionales ni fisiológicas, se encuentra en el medio ambiente de forma natural como consecuencia de erupciones volcánicas o erosión de rocas y minerales, pero también derivado por actividades antropogénicas, como son las emisiones industriales, incineración de residuos, etc. Ha sido considerado como un agente cancerígeno en los humanos, clasificado en el grupo I por la agencia Internacional de Investigación sobre el cáncer (IARC), pues existe suficiente evidencia científica que avala los efectos tóxicos de este compuesto en los riñones, sistema respiratorio y óseo (EFSA, 2009). Por ello, el Reglamento (CE) n° 1881/2006 de la Comisión, de 19 de diciembre de 2006, establece como nivel máximo de Cd permitido en el arroz de 0.10 mg de Cd por kilogramo de arroz.

En la **Tabla 4.26** se observó, como en los tratamientos originales, el contenido de Cd en los granos de arroz bajo sistemas de riego aeróbico fue superior a la concentración de Cd observado en los granos de arroz bajo sistemas de riego anaeróbico. Así, de media para los tres años de estudio, el nivel de Cd en los tratamientos aeróbicos, independientemente del sistema de laboreo, incrementó 5.0 - 5.5 veces con respecto al nivel de Cd obtenido en el tratamiento anaeróbico. De hecho, los niveles de Cd observados en los tratamientos SD y LC durante el año 2016 superaron el valor límite de 0.10 mg kg<sup>-1</sup> fijado por la normativa europea, debido probablemente a la disminución del rendimiento agronómico durante ese año, obteniendo por tanto un efecto acumulativo en el grano, como también se observó para el caso del As. Similares valores de concentración de Cd en el grano de arroz comprendidos entre 0.010 y 0.180 mg kg<sup>-1</sup> han sido observados en diferentes países y por autores diferentes (Yap et al., 2009; Huang et al., 2013; Zhao et al., 2015b). Un estudio desarrollado por Ali et al. (2020) sobre la contaminación de

metales pesados en el cultivo del arroz ha confirmado que el 68.9 % de las muestras de granos de arroz tomadas en los principales países productores de arroz a nivel mundial (China, India, Bangladesh, Tailandia, etc) excedieron los límites permisibles para la concentración de Cd en los granos de arroz, con el riesgo que ello supone al tratarse de un metal con efectos muy graves en la salud del ser humano (Lu et al., 2018). Por tanto, y debido a que el arroz es una fuente importante de Cd en la alimentación humana (Shi et al., 2011), es necesario desarrollar estrategias que minimicen la absorción de Cd por las plantas de arroz.

Diferentes estudios a nivel de invernadero y de campo han confirmado que la concentración de As y el Cd siguen patrones opuestos en respuesta al manejo del agua. Así mientras las concentraciones de As disminuyeron bajo condiciones de riego aeróbico, las de Cd aumentaron (Arao et al., 2009; Hu et al., 2013), atribuido principalmente al efecto del potencial redox en la solubilidad de dichos elementos, siendo el Cd más accesible en ambientes oxidantes y As bajo ambientes reductores (Hu et al., 2013; Moreno-Jiménez et al., 2014).

Independientemente del sistema de manejo utilizado, se observó como la aplicación de compost de alperujo provocó un fuerte descenso de la concentración de Cd en los granos de arroz, a lo largo de todo el estudio (**Tabla 4.26**). Así, en el primer año de estudio (2015) los tratamientos aeróbicos SDC y LCC presentaron valores de Cd en grano hasta 5.31 veces inferiores de media a los observados con respecto a los tratamientos originales SD y LC (**Tabla 4.26**), manteniendo dicha tendencia a lo largo del estudio, poniendo de manifiesto la importancia de la materia orgánica en la absorción del Cd por parte de la planta de arroz. De hecho, el estudio de correlaciones mostró que entre la concentración de Cd en el grano de arroz y el contenido en COT del suelo existió una correlación significativa y negativa ( $r = -0.432$ ;  $p < 0.01$ ). De hecho, diferentes autores han señalado que el uso de residuos orgánicos como enmiendas para los suelos podría ser una excelente estrategia con el objetivo de inmovilizar los metales pesados (Walker et al, 2003; Pardo et al., 2014a, b, Sebastian y Prasad, 2014; Guo et al., 2018), debido a su relación coste-efectividad, su rápida implementación y su capacidad de extenderse sobre



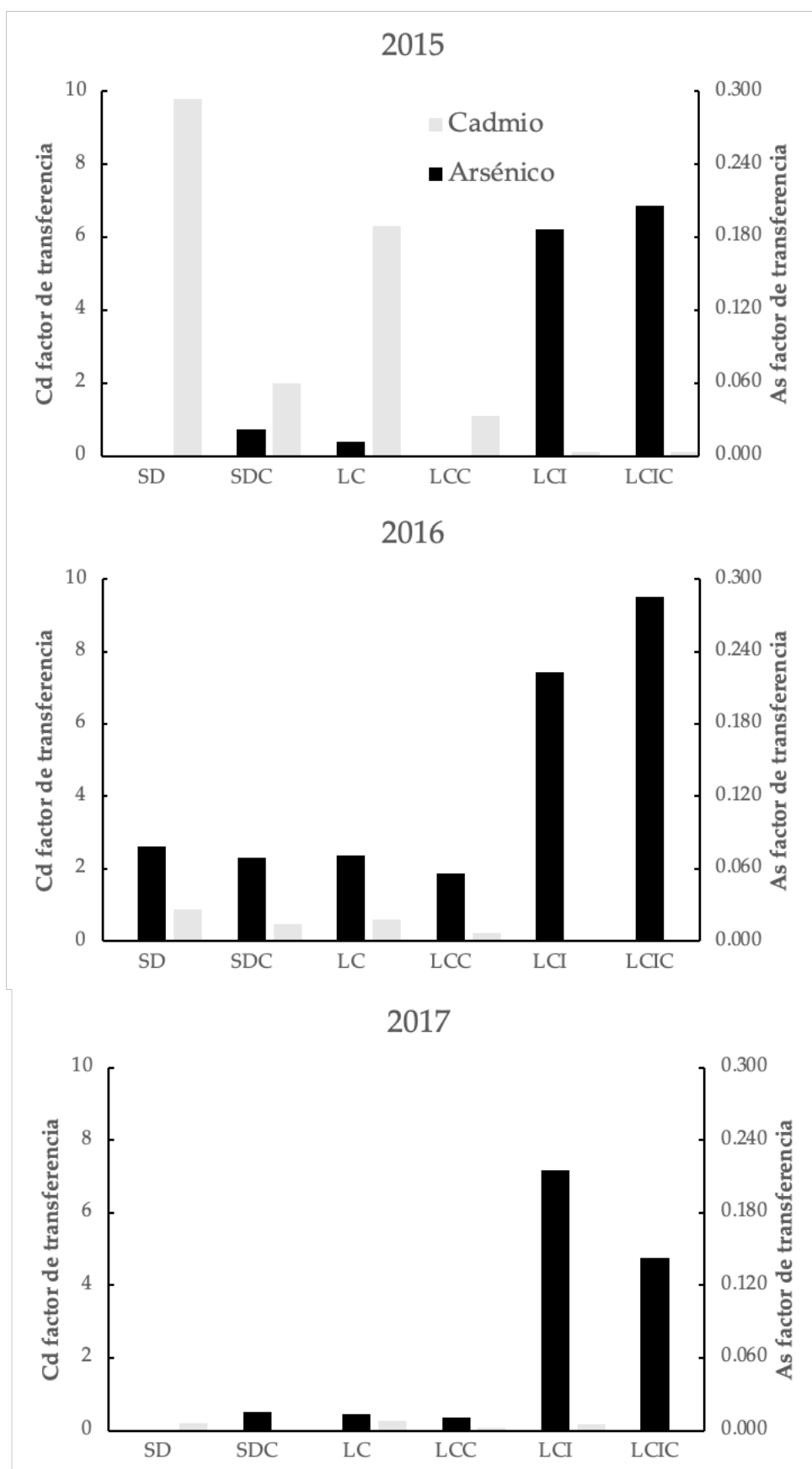
grandes superficies (Li y Xu, 2015; Sun et al, 2016). Así, en el caso concreto del Cd, Guo et al. (2018) observaron como la concentración de Cd en los granos de arroz disminuyó con el uso de un fertilizante orgánico a la vez que los rendimientos agronómicos aumentaron. Del mismo modo, Zhang et al. (2020a) encontraron que el incremento de materia orgánica y pH del suelo promovieron una reducción del Cd disponible, observando un descenso del 45 % en la concentración de Cd en los granos de arroz tras el uso de residuos orgánicos.

El pH del suelo es un factor crucial para la biodisponibilidad del Cd (Guo et al, 2018; Zeng et al., 2019), pues un aumento del mismo, generalmente conduce a la formación de especies hidroxilos de los cationes metálicos, y por tanto la precipitación de  $\text{Cd}^{2+}$  como  $\text{Cd}(\text{OH})_2$  o  $\text{CdCO}_3$ , provocando una disminución en la disponibilidad del Cd en el suelo (Ruttens et al., 2010). De manera que el aumento del pH del suelo tras la aplicación del compost de alperujo podría también ser parte de la explicación de la menor cantidad de Cd encontrada en los granos de los tratamientos enmendados, a pesar de no encontrar correlación significativa entre la concentración de Cd y el pH del suelo.

El contenido en AH sí mostró una correlación significativa y negativa con el contenido en Cd en los granos de arroz ( $r = -0,268$ ,  $p < 0.05$ ), debido a que las sustancias húmicas pueden reducir la disponibilidad del Cd mediante una fuerte adsorción o la formación de complejos estables (Hamid et al., 2019) demostrando la importancia del grado de humificación de los residuos orgánicos en la inmovilización de los metales (Bolan et al., 2014), y especialmente en el caso del Cd.

En la **Figura 4.27**, se representan los coeficientes de transferencia de para el As y el Cd, calculados como el cociente entre la concentración de metal en el grano por la concentración de metal en el suelo para los diferentes sistemas de manejos implantados a lo largo de los años de estudio. La **Figura 4.27** muestra como el riego aeróbico en referencia al anaeróbico disminuyó el coeficiente de transferencia para el As, independientemente del sistema de laboreo o la aplicación o no de compost de alperujo, mientras, aumentó la

trasferencia de Cd a los granos de arroz. De hecho, bajo el sistema de riego anaeróbico el factor de transferencia del As fue superior al del Cd a lo largo de todo el estudio. Resultados similares han sido descritos por Kabata-Pendias, (2004) y Moreno-Jiménez et al. (2014) quienes observaron como el cultivo del arroz aeróbico reduce la concentración de As en el grano pero aumenta el Cd. Sin embargo, es muy importante destacar, como la aplicación de compost de alperujo, tanto en el año directo como en el residual, resultó ser una práctica eficiente que disminuyó la acumulación del Cd en los granos de arroz, independientemente del tipo de laboreo (**Figura 4.27**).



**Figura 4.27.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre el coeficiente de transferencia de Cd y As, a lo largo de los años de estudio.

## Cromo:

El Cr es un metal que se encuentra ampliamente distribuido en el medio ambiente, pudiendo existir en una amplia variedad de estados de oxidación siendo los estados trivalente Cr(III) y hexavalente Cr(VI) los predominantes, estando este último clasificado por la IARC como un producto cancerígeno para el ser humano (Grupo I) (EFSA, 2014). No existe normativa que regule un límite máximo de Cr en los alimentos, sin embargo, para el agua destinada a consumo humano se ha fijado un límite máximo de Cr total en  $50 \mu\text{g Cr L}^{-1}$  establecido por la Directiva 2003/40/CE del Consejo. Un estudio desarrollado por Núñez et al. (2016), a lo largo de toda la geografía española, concluyó que la exposición crónica a los bajos niveles de Cr presentes en el suelo podría ser un factor de riesgo para desarrollar cáncer.

La **Tabla 4.25**, muestra que los niveles de significación obtenidos en el ANOVA de medidas repetidas indicaron que ni la variable Tratamiento, ni la variable Año, ni la interacción entre ambas, ejercieron influencia significativa sobre la concentración de Cr en los granos de arroz. El estudio de correlaciones mostró que no existe correlación significativa entre la concentración de Cr en el grano y ninguna propiedad edáfica. Sin embargo, sí que se observaron correlaciones significativas ( $p < 0.05$ ) y negativas entre la concentración de Cr en los granos de arroz y la concentración de Pb, Ni y Zn en el suelo ( $r = -0.326$ ;  $r = -0.320$ ;  $r = -0.291$ ; respectivamente), demostrando como la interacción de estos metales podría afectar a su absorción por parte de las plantas de arroz (Xie et al., 2018). Además es importante destacar como la aplicación de alperujo compostado reduce de forma eficiente la concentración de Cr en los granos de arroz. Así, en el primer año de estudio (efecto directo) los niveles de Cr disminuyeron por un factor de 5.50 veces en el caso de SDC con respecto a SD, de 1.40 veces en LCC con respecto a LC, y de 2.54 veces en LCIC con respecto a LCI, demostrando al igual que ocurrió en el caso del Cd, como la aplicación de alperujo compostado podría ser una técnica eficiente y sostenible en el cultivo del arroz desde un punto de vista de la seguridad alimentaria. Resultados similares fueron observados por Dotanya et al. (2014) al estudiar como la movilidad del Cr dependía del contenido en arcilla y materia orgánica

del suelo, debido al papel fundamental de estas propiedades en los procesos de adsorción.

### **Cobre:**

El Cu es un elemento monoatómico y, por lo tanto, es inherentemente estable, de manera que los estudios de monitoreo y evaluación de riesgos manejan datos de Cu total. Se trata de un micronutriente esencial para el desarrollo de los organismos, pues regula numerosos procesos metabólicos y su deficiencia produce alteraciones fisiológicas y estructurales. De hecho, ni la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) ni la UE regulan el contenido de Cu en los alimentos, sin embargo, en China, su valor máximo es de 10 mg de Cu por kilogramo de arroz (Tang et al., 2020). La toxicidad del Cu es poco común en la población en general, si bien, los síntomas por toxicidad aguda van desde náuseas y vómitos hasta daños hepáticos severos y fallos renales, pudiendo ocasionar la muerte.

Los valores de Cu observados en los granos de arroz a lo largo del estudio se situaron dentro del rango 2.12 - 6.49 mg kg<sup>-1</sup>, con valores significativamente superiores en los tratamientos aeróbicos, independientemente del sistema de laboreo (SD y LC), en comparación con el tratamiento anaeróbico (LCI), a lo largo de todo el estudio. Así, transcurridos tres años desde la implantación de los diferentes sistemas de manejo, la concentración de Cu en el grano en SD y LC es 1.50 y 1.75 veces superior a LCI, respectivamente. Por tanto, el sistema de riego aeróbico, mejoró la calidad del grano desde un punto de vista nutricional (Ramzan et al., 2020).

El efecto directo (año 2015) de la aplicación de compost de alperujo fue diferente en función del tipo de riego aplicado (**Tabla 4.26**). Así, mientras en los tratamientos aeróbicos la concentración de Cu disminuyó significativamente, en el tratamiento anaeróbico se produjo un incremento significativo. Por tanto, la aplicación de compost en el cultivo de arroz bajo sistemas convencionales (riego anaeróbico + laboreo convencional) podría ser considerado como una técnica de biofortificación, pudiendo mejorar el estado nutricional del grano.

La acumulación de Cu en los granos de arroz mostró una correlación significativa con el pH del suelo ( $r=0.311$ ,  $p<0.05$ ), resultado similar al descrito por Ali et al. (2020) al realizar una revisión del comportamiento de diferentes elementos trazas en el cultivo del arroz en los principales países productores de este alimento. Además, se observa una correlación significativa entre el IH del suelo y la cantidad de Cu en el grano ( $r=0.464$ ,  $p<0.01$ ), sugiriendo que el grado de humificación del suelo mejora la biodisponibilidad del Cu para la planta.

### **Niquel:**

El Ni es un metal ampliamente distribuido en la naturaleza, estando presente en el agua, el suelo, las plantas y los animales, derivado de actividades naturales y antropogénicas como las erupciones volcánicas, los incendios forestales, la minería, el uso de combustibles fósiles, etc. El Ni es un micronutriente esencial para las plantas superiores y algunas especies animales, siendo necesario a bajas concentraciones en los humanos debido a su influencia en la capacidad reproductiva y en las actividades enzimáticas (Dardel et al., 1998; Yokoi et al., 2003).

En el año 2012 el IARC clasificó el Ni y sus compuestos como elementos carcinógenos en humanos (Grupo 1), (IARC, 2012). Sin embargo, estudios realizados por EFSA consideraron improbable que la exposición alimentaria al Ni provoque cáncer en humanos (EFSA, 2015). De hecho, no hay ninguna normativa que limite la concentración de Ni en los alimentos. Sin embargo, la Directiva 2003/40/CE de la Comisión, fija el nivel máximo de 20  $\mu\text{g}$  de Ni  $\text{L}^{-1}$  en aguas minerales naturales, dentro del valor de referencia establecido por la OMS de 70  $\mu\text{g}$   $\text{L}^{-1}$ .

Los valores de Ni observados en los granos de arroz a lo largo del estudio se situaron dentro del rango 0.123 - 2.07  $\text{mg kg}^{-1}$ . Similares valores de fueron observados por Zhao et al. (2010) con concentraciones de Ni en granos de arroz de 0.05 y 1.70  $\text{mg kg}^{-1}$  en China. Sin embargo, Rahman et al (2014) encontraron valores de hasta 180  $\text{mg}$  de Ni por kilogramo de arroz, en Pakistán. A lo largo del presente estudio, los valores de Ni son

significativamente superiores en los tratamientos aeróbicos en comparación con el tratamiento anaeróbico (**Tabla 4.26**). De hecho, de media a lo largo de todo el estudio, el factor de transferencia en los tratamientos aeróbicos (SD y LC) es 3.28 veces superior al factor de transferencia observado en el tratamiento anaeróbico (LCI). El pH edáfico es considerado como uno de los factores más importantes en el comportamiento del Ni en los suelos (Du Laing et al., 2009). De forma general, la movilidad del Ni en el suelo incrementa con el pH (Ehsan et al., 2014), situación que podría explicar los mayores valores de Ni en los tratamientos con sistema de riego aeróbico.

Con respecto al efecto del compost de alperujo en la bioacumulación de Ni en los granos de arroz, se observa una tendencia muy evidente a lo largo de todo el estudio, registrándose una disminución de Ni en los granos de arroz en los tratamientos que recibieron el compost. Así, de media para los tres años del estudio, la concentración de Ni descendió un 45 % en SDC, un 28 % en LCC y un 48 % en LCI, con referencia a SD, LC y LCI, respectivamente. De hecho, se observa una fuerte correlación significativa y negativa entre la cantidad de Ni en los granos y el contenido en COT del suelo ( $r = -0,535$ ;  $p < 0.01$ ). En la solución del suelo, el Ni puede adsorberse a los coloides minerales u orgánicos, aunque la afinidad del  $\text{Ni}^{2+}$  por los materiales minerales es muy inferior a la observada por otros metales como el  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  y el  $\text{Cu}^{2+}$  (Igberase et al., 2018) siendo los compuestos orgánicos otro factor importante en el comportamiento del Ni en el suelo (Adriano, 2013).

### **Plomo:**

El plomo (Pb) ocurre naturalmente en el medio ambiente, pero su uso industrial como la minería, la fundición y la fabricación de baterías ha provocado un aumento de los niveles de Pb en el suelo, el agua y el aire. Principalmente, el Pb aparece en dos formas, orgánica e inorgánica, siendo esta última forma la más común en el medio ambiente y en los alimentos (Ministerio de Consumo, 2020). Además, sus formas inorgánicas han sido clasificadas por el IARC como probables productos cancerígenos para el ser humano (Grupo 2A) (EFSA, 2010). Por ello, el Reglamento (CE) n° 1881/2006

de la Comisión, de 19 de Diciembre de 2006, establece como nivel máximo de Pb en los cereales la concentración de  $0.20 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Los valores de Pb observados en los granos de arroz a lo largo del estudio se situaron dentro del rango  $0.146 - 0.870 \text{ mg kg}^{-1}$ , limitando su comercialización por superar generalmente el límite establecido por el Reglamento (CE) n° 1881/2006. Sin embargo, es importante destacar como los valores de Pb obtenidos en el presente estudio son muy inferiores a los obtenidos en los principales países productores de arroz. Así, en la revisión bibliográfica realizada por Alí et al. (2020) se detalla que la concentración de Pb en los granos de arroz osciló desde  $6.80$  hasta  $266 \text{ mg kg}^{-1}$  en China, y de  $0.06$  hasta  $1\,529 \text{ mg kg}^{-1}$  en India, los dos mayores productores de arroz a nivel mundial. Por todo ello, sería importante prestar especial atención a los niveles de Pb en los granos de arroz, especialmente cuando estos se dediquen a la fabricación de alimentos infantiles, pues la absorción de Pb en los niños es mayor a la de una persona adulta (EFSA, 2010), e intentar mejorar el conocimiento sobre la translocación del Pb a los granos de arroz, pues actualmente se trata de un proceso que no está bien definido (Khanam et al., 2019).

En este sentido, sería importante destacar como la aplicación de compost de alperujo disminuyó el factor de transferencia del Pb desde el suelo a los granos de arroz (**Tabla 4.26**), independientemente del sistema de manejo seleccionado. Así, de media a lo largo de los tres años de estudio, el factor de transferencia disminuyó un  $9.59 \%$  en SDC con respecto a SD, un  $9.68 \%$  en LCC con respecto a LC, y un  $11.9 \%$  en LCIC con respecto a LCI, lo que podría estar ocasionado por una mayor adsorción del Pb presente en la solución del suelo por parte de la materia orgánica (Violante, 2013).

En 2011, la Organización Mundial de la Salud estableció una ingesta diaria máxima tolerable de Pb para adultos en  $0.0035 \text{ mg kg}^{-1}$  de peso corporal por día (OMS, 2011). Por lo tanto, cada adulto de  $60 \text{ kg}$  de peso corporal tiene una cantidad de  $0.214 \text{ mg kg}^{-1}$  peso corporal por día de Pb. Estimando que el consumo diario de arroz por persona, es de  $172 \text{ g}$  (Kwon et al., 2017), la ingesta de Pb es de  $0.08 \text{ mg día}^{-1}$ , lo que representa un  $37 \%$  en base de las regulaciones



de la OMS, poniendo de manifiesto que el problema fundamental puede estar asociado con la alimentación infantil como apuntan la EFSA y la JECFA (comité mixto entre la FAO/OMS).

### **Zinc:**

La deficiencia de Zn está asociada con consecuencias adversas para la salud, afectando a los sistemas nervioso central, digestivo, inmunológico, reproductivo y óseo (Shahzad et al., 2014). Se ha observado como en países subdesarrollados, con dietas basadas en el consumo de cereales con bajas concentraciones de Zn son frecuentes problemas de anemia, retraso en el crecimiento y disminución del desarrollo intelectual, tratándose por tanto de un micronutriente esencial para el desarrollo de los organismos. Por ello la fortificación del arroz podría ser una estrategia eficaz para aumentar la ingesta de micronutrientes en países donde el arroz es un alimento básico, pero actualmente falta una tecnología económicamente viable (Saha y Roy, 2020).

Los valores de Zn observados en los granos de arroz a lo largo del estudio se situaron dentro del rango 12.4 - 22.4 mg kg<sup>-1</sup> (**Tabla 4.26**). Diferentes autores han observado valores de Zn en granos de arroz muy similares a los descritos en el presente trabajo. Así, bajo sistemas de cultivo tradicional (riego anaeróbico y condiciones de laboreo convencional), la concentración de Zn osciló entre 5.50 y 22.0 mg kg<sup>-1</sup> en granos de arroz cultivados en diferentes países como China, India y Japón (Tsukada et al., 2007; Zhao et al., 2015b; Yadav et al., 2017). De hecho, en una revisión realizada por Ali et al. (2020), se detalló que la mayor concentración de Zn en granos de arroz fue de 38.0 mg kg<sup>-1</sup> en campos de arroz cultivados en Korea bajo suelos de sitios mineros (Kwon et al., 2017). Sin embargo, de forma general, el contenido medio en Zn en granos de arroz de diferentes mercados ronda aproximadamente el valor de 20 mg kg<sup>-1</sup> (Johann et al., 2012), siendo muy próximo al promedio obtenido en el presente estudio (16.9 mg kg<sup>-1</sup>) teniendo en cuenta todos los años y los diferentes tratamientos seleccionados.

Con respecto al efecto de los diferentes tratamientos en la concentración de Zn en los granos de arroz, únicamente se observaron diferencias significativas en el tercer año de estudio entre los tratamientos LCC y los tratamientos que incorporaron las técnicas de agricultura de conservación SD y SDC, debido fundamentalmente al descenso que mostraron estos durante el tercer año de estudio con respecto a los dos años anteriores. El pH edáfico es un factor muy importante en la movilidad del Zn, observándose una mayor adsorción de este metal por los coloides del suelo, y por tanto, una menor disponibilidad a mayores valores de pH (Gungor y Let, 2010), motivo que podría explicar los descensos observados en la concentración de Zn durante el último año de estudio, especialmente en los tratamientos SD y SDC.

A diferencia de lo observado por Loganathan et al. (2012) quienes encontraron que la materia orgánica humificada presente en el suelo podría provocar la inmovilización del Zn por una mayor adsorción, transcurridos tres años desde la implantación de los manejos, fue el tratamiento LCC el que presentó una mayor concentración de Zn en los granos de arroz. Demostrando, así, que la producción de arroz bajo condiciones de riego aeróbico y aplicación de compost de alperujo, obtiene una excelente calidad de grano desde el punto de vista de la seguridad alimentaria, además de obtener, unos rendimientos agronómicos muy competitivos.

#### **4.4. Estudio Económico**

A continuación, se describe la estructura de los costes del cultivo del arroz producido bajo los distintos sistemas de manejo propuestos, tanto de los costes variables como de los costes fijos, así como los márgenes bruto y neto correspondientes. Para su realización, se ha tenido en cuenta los costes de los distintos factores de producción, aplicados a una parcela tipo, pero con las producciones y los consumos de agua reales alcanzados en el presente estudio. Se contemplan los años 2015, 2016 y 2017 como duración del estudio económico, obteniendo de esta forma, datos poco sesgados, al incluir tres ciclos del cultivo, lo que permite obtener resultados de rendimientos más representativos.

#### **4.4.1. Costes variables de los factores de producción**

En la **Tabla 4.27**, se recogen los costes variables estimados para cada tratamiento. Para su cálculo, los factores de producción se han agrupado en los siguientes apartados: insumos, maquinaria y mano de obra. Los insumos incluyen fertilizantes, semillas, productos fitosanitarios, agua y energía aportada al cultivo durante el ciclo del mismo. El coste de la maquinaria ha sido estimado a partir de los precios de alquiler existentes en la zona, con el fin de evitar los sesgos derivados del cálculo de los costes de amortización, así como las correspondientes economías de escala (tamaño de la explotación), que precisarían de un estudio de eficiencia no contemplado en este trabajo. El precio de la mano de obra ha sido calculado en función de los tiempos medios empleados por los operarios para la realización de las tareas concretas que se planificaron y del precio de mercado de dicha mano de obra, en todo caso considerada como eventual y fijado en el Convenio Colectivo del Campo de la Comunidad Autónoma de Extremadura.

En este estudio se muestran, en primer lugar, los costes de las diferentes operaciones de cultivo por orden cronológico y, a continuación, los costes agrupados según los tres factores de producción considerados: insumos, maquinaria y mano de obra. Las operaciones de cultivo han sido agrupadas en categorías generales que identifican a los grandes grupos de labores culturales, entre los que se encuentran labores preparatorias, abonado, siembra, tratamientos fitosanitarios, riego, cosecha y labores post-cosecha. Los costes de los factores de producción (maquinaria, mano de obra y materias primas) se calcularon específicamente para cada uno de las labores realizadas siendo el coste total de las mismas la suma de los costes parciales asociados a cada factor de producción para cada actividad concreta.

**Tabla 4.27.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre los costes variables en las operaciones realizadas. (€ ha<sup>-1</sup>).

2015	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Labores preparatorias</b>	90	90	90	90	145	145
<b>Abonado</b>	432	942	432	942	432	942
<b>Siembra</b>	240	240	225	225	205	205
<b>Tratamientos fitosanitarios</b>	210	210	210	210	382	382
<b>Riego</b>	392	392	392	392	366	366
<b>Cosecha, Transporte y Secado</b>	183	188	209	187	302	305
<b>Total</b>	1 546	2 060	1 556	2045	1 834	2 347
2016	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Labores preparatorias</b>	0	0	90	90	145	145
<b>Abonado</b>	432	432	432	432	432	432
<b>Siembra</b>	240	240	225	225	205	205
<b>Tratamientos fitosanitarios</b>	210	210	210	210	382	382
<b>Riego</b>	334	334	334	334	356	356
<b>Cosecha, Transporte y Secado</b>	163	149	155	156	245	232
<b>Total</b>	1 378	1 365	1 446	1 447	1 764	1 752
2017	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Labores preparatorias</b>	0	0	90	90	145	145
<b>Abonado</b>	432	432	432	432	432	432
<b>Siembra</b>	240	240	225	225	205	205
<b>Tratamientos fitosanitarios</b>	210	210	210	210	382	382
<b>Riego</b>	378	378	378	378	367	367
<b>Cosecha, Transporte y Secado</b>	175	169	185	196	282	262
<b>Total</b>	1 435	1 429	1 520	1 530	1 812	1 792

A la hora de analizar los costes derivados de cada partida individual, en el caso de las labores preparatorias, en los manejos de agricultura de conservación (SD y SDC) fue a coste 0 € a lo largo de todo el estudio (**Tabla 4.27**). Durante el primer año de estudio no fue necesario una nivelación del terreno, dado que la superficie donde se implantaron los diferentes sistemas de producción, contaba ya con una pendiente del 0 %, aunque si fue necesario en los tratamientos con carga de inundación (LCI y LCIC), unas labores preparatorias de balates, y continuaron los años siguientes con el fin de repasar o reconstruir los balates, para contener el agua de riego aportada (15 € ha<sup>-1</sup>), a principio de cada campaña, con el fin de mantener un estado de conservación óptimo.

En los tratamientos en los que se realizó laboreo convencional en la modalidad de aspersión (LC y LCC) se realizaron dos pases cruzados de cultivador (coste unitario de 25 € ha<sup>-1</sup>), esta labor proporcionó un levantamiento de suelo que ayudó a romper la capa de suelo más disponible para las raíces, pero con el inconveniente de disponer de agregados de tamaño suficientemente grandes como para no conseguir arropar la semilla, por ello se aplicó una labor de fresadora (40 € ha<sup>-1</sup>), con la cual se optimiza el lecho de siembra. Los tratamientos anaeróbicos (LCI y LCIC) tuvieron una mayor dedicación con respecto a labores preparatorias, pues además de realizar dos pases cruzados de cultivador (coste unitario de 25 € ha<sup>-1</sup>) y un pase de fresadora con un coste de 40 € ha<sup>-1</sup>, tras la cosecha del cultivo se puso en marcha tiempo después, el primer pase de labor llamado fanguero (40 € ha<sup>-1</sup>), este se realizó con el terreno aún en condiciones de anaerobiosis, todo ello sumado a lo anteriormente descrito para las labores preparatorias de balates (15 € ha<sup>-1</sup>).

Los costes de enmienda orgánica, para los tratamientos SDC, LCC, y LCIC, reflejaron un aumento del 46 %, el primer año, en la partida de abonado frente a los tratamientos de no compost. En ellos se introducen los costes de aplicación con carro esparcidor (30 € ha<sup>-1</sup>) y el transporte de la materia prima desde origen hasta la parcela de ensayo (6 € t<sup>-1</sup>). El subproducto utilizado supuso un coste de 0 € debido al desbordamiento que la industria oleícola está contemplando, con el auge de las explotaciones de olivar súper-intensivas. En

cuanto a los costes de abonado, estos no variaron de forma importante entre unos sistemas de manejo y otros, la incorporación del abono en la superficie del suelo fue realizado con la fresadora en todos los tratamientos de laboreo ( $40 \text{ € ha}^{-1}$ ). En este apartado, el principal componente con más peso sobre el coste de variables es la fertilización química que supuso alrededor de un 25 % sobre la base total de los costes variables.

Las diferencias observadas en los costes de siembra fueron debidas a los diferentes tipos de maquinaria necesarios para realizar la misma. Así, los tratamientos con técnicas de no laboreo (SD y SDC) utilizaron una sembradora de siembra directa ( $50 \text{ € ha}^{-1}$ ), en los tratamientos LC y LCC se realizó la siembra con una sembradora neumática marca Solá ( $35 \text{ € ha}^{-1}$ ), en cuanto a los tratamientos anaeróbicos (LCI y LCIC) se realizó mediante con una abonadora de platos centrifuga ( $15 \text{ € ha}^{-1}$ ), reduciendo sensiblemente el coste asociado a este factor. El coste de la semilla se estimó en  $171 \text{ € ha}^{-1}$ , siendo común a todos los tratamientos, al igual que la mano de obra necesaria para cargar la semilla en las sembradoras, estimado en  $19 \text{ € ha}^{-1}$ .

El riego supuso uno de los principales componentes de los costes variables. En los sistemas de manejo aeróbicos (SD, SDC, LC y LCC), el riego se realizó mediante una red de aspersores, disponiendo la parcela de tomas de agua presurizadas por la elevación de la misma a un depósito general de la confederación hidrográfica del Guadiana. En este sentido, los principales costes asociados al riego en los tratamientos aeróbicos estuvieron relacionados con el coste del agua. La tarifa de la distribución de agua a presión fue de  $0.027 \text{ € m}^{-3}$ , y los costes de energía necesarios ( $80 \text{ € ha}^{-1}$ ) para mantener el sistema de riego con presión suficiente para impulsar el agua. Finalmente se consideró una pequeña cantidad destinada a mano de obra para sustituir aspersores y otras tareas menores asociadas al riego, lo cual supuso una cantidad de  $20 \text{ €}$  por hectárea. En el caso de los sistemas anaeróbicos (LCI y LCIC), se regaron por gravedad, por lo que desaparece el coste asociado al suministro energético asociado al sistema de riego, pero sin embargo, presentó un mayor coste de mano de obra, relacionado con el mantenimiento de acequias y manejo de las compuertas ( $95 \text{ € ha}^{-1}$ ). Además, el principal componente del coste asociado al riego de inundación (LCI y LCIC) fue el coste

del agua, el cual se tarifica para este sistema de riego a  $0.017 \text{ € m}^{-3}$ . A pesar del elevado volumen de agua consumida en los tratamientos anaeróbicos, el coste del riego es similar al de los tratamientos aeróbicos, debido a que el coste unitario por  $\text{m}^3$  de agua en los sistemas anaeróbicos es sustancialmente más económico, alrededor de un 40 %, con respecto a los sistemas aeróbicos.

Los costes asociados a los tratamientos fitosanitarios se deben a la reiteración en las aplicaciones de herbicidas y plaguicidas (**Tabla 4.27**). En este sentido, está demostrado que la densidad de malas hierbas en los tratamientos aeróbicos utilizando tratamientos de preemergencia se reduce en más de un 80 % (Cavero et al., 2011). Además, en los sistemas de manejo aeróbicos, los tratamientos preventivos contra el pulgón (*Schizaphis graminum*) y contra los quironomidos (*Chironomus xanthus*) no fueron necesarios. Por este motivo el coste asociado a la aplicación fitosanitaria se redujo un 45 % en los tratamientos aeróbicos en relación con el coste variable de los tratamientos fitosanitarios en los sistemas anaeróbicos.

La cosecha, transporte y secado del grano coinciden en el mismo apartado de la tabla de costes. Estas operaciones que finalizaron con el estudio agronómico son más costosas en los tratamientos anaeróbicos (LCI y LCIC) en comparación con los tratamientos aeróbicos (SD, SDC, LC y LCC), debido a que bajo condiciones anaeróbicas se debe utilizar una cosechadora con ruedas orugas ( $170 \text{ € ha}^{-1}$ ) adaptadas para moverse en este medio acuáticos y de fango. Sin embargo, los tratamientos aeróbicos permiten la utilización de una máquina cosechadora de ruedas de gomas como en cualquier cereal de invierno, lo que resulta en un menor coste ( $90 \text{ € ha}^{-1}$ ). El grano de arroz se comercializa a un porcentaje de humedad del 14 %, de manera que obliga al productor a almacenar la producción en secaderos cuyo coste junto al transporte es de  $12 \text{ € t}^{-1}$  (**Tabla 4.27**).

En la **Tabla 4.28** aparecen los coste variables asociados según factores de producción: insumos o materias primas (agrupados en semillas, fertilizantes, fitosanitarios, agua y energía), maquinaria (costes de realización de ciertas labores que requieren de operarios) y otros costes de entre los que

se adjuntaron costes variables no vinculantes directamente a los factores de producción anteriores, como gastos de secado, almacenamiento y transporte. Todos estos costes han sido calculados de forma individual para cada sistema de manejo.



**Tabla 4.28.** Efecto de los diferentes sistemas de producción sobre los costes variables ordenados por factores de producción (€ ha<sup>-1</sup>).

	2015	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Insumos</b>	<b>Fertilizantes</b>	383	383	383	383	383	383
	<b>Semillas</b>	171	171	171	171	171	171
	<b>Fitosanitarios</b>	110	110	110	110	242	242
	<b>Agua</b>	292	292	292	292	274	274
	<b>Energía</b>	80.0	80.0	80.0	80.0	0	0
	<b>Maquinaria</b>	453	488	464	472	632	625
	<b>Mano de obra</b>	57.0	57.0	57.0	57.0	132	132
	<b>Otros</b>	0	480	0	480	0	480
	<b>Total</b>	1 546	2 060	1 556	2 044	1 834	2 307
	2016	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Insumos</b>	<b>Fertilizantes</b>	383	383	383	383	383	383
	<b>Semillas</b>	171	171	171	171	171	171
	<b>Fitosanitarios</b>	110	110	110	110	242	242
	<b>Agua</b>	235	235	235	235	261	261
	<b>Energía</b>	80.0	80.0	80.0	80.0	0	0
	<b>Maquinaria</b>	343	329	410	411	575	562
	<b>Mano de obra</b>	57.0	57.0	57.0	57.0	132	132
	<b>Otros</b>	0	0	0	0	0	0
	<b>Total</b>	1 378	1 365	1 446	1 447	1 765	1 752
	2017	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Insumos</b>	<b>Fertilizantes</b>	383	383	383	383	383	383
	<b>Semillas</b>	171	171	171	171	171	171
	<b>Fitosanitarios</b>	110	110	110	110	242	242
	<b>Agua</b>	278	278	278	278	274	274
	<b>Energía</b>	80.0	80.0	80.0	80.0	0	0
	<b>Maquinaria</b>	355	349	440	451	612	592
	<b>Mano de obra</b>	57.0	57.0	57.0	57.0	132	132
	<b>Otros</b>	0	0	0	0	0	0
	<b>Total</b>	1 435	1 428	1 519	1 530	1 812	1 792

La investigación detallada de los grupos de labores (**Tabla 4.28**) muestra como en el año 2015, el total de los costes en los tratamientos que recibieron el compost de alperujo, fue superior al de los tratamientos originales, debido fundamentalmente, a los costes relacionados con el transporte y aplicación del propio compost. Así, los tratamientos enmendados presentaron durante el primer año de estudio un incremento en los costes de un 30 % de media con respecto a los tratamientos originales. Sin embargo, durante los años 2016 y 2017, los costes entre los tratamientos originales y enmendados son muy similares entre sí, pues el compost solo se aplicó en el primer año de estudio.

Es importante destacar como los sistemas anaeróbicos (LCI y LCIC) presentaron a lo largo del estudio un mayor coste con respecto a los sistemas aeróbicos (SD, SDC, LC y LCC) (**Tabla 4.28**). Así, de media para los tres años de estudio, los tratamientos anaeróbicos presentaron un incremento en los costes variables de un 20 % con respecto a los tratamientos aeróbicos, debido fundamentalmente a las diferencias observadas en fitosanitarios, maquinaria y mano de obra. Además, a pesar del mayor gasto de agua bajo los sistemas anaeróbicos en relación con los sistemas aeróbicos, el gasto de agua entre ambos sistemas es muy similar, debido a las diferentes tarificaciones del agua en función del sistema de riego. Sin embargo, las condiciones futuras presentadas por el consejo europeo optan por invertir en mejoras de infraestructuras o equipos con el objetivo de obtener una mayor eficacia del agua consumida, penalizando los elevados consumos de agua (European Union. Regulation, 2013). Por tanto, probablemente en un futuro no muy lejano, la tarificación del agua entre los diferentes sistemas de riego podría cambiar.

#### **4.4.2. Costes fijos**

En los costes fijos se representan las partidas que producen valores fijos como los costes de dirección, gestión y administración, así como el canon de riego de la Confederación Hidrográfica del Guadiana, derramas estimadas de la comunidad de regantes y relativas al mantenimiento de las infraestructuras de riego y servicios de explotación de las mismas, seguros y costes de técnicos

de producción integrada. El efecto de los diferentes sistemas de manejo en los costes fijos se detallan en la **Tabla 4.29**.

En dichos costes no se incluyeron la amortización de las instalaciones de riego necesarias para llevar a cabo el riego por aspersión por razones similares a las consideradas en el caso del cálculo de costes de maquinaria en el caso de los costes variables. La partida proveniente de los seguros marcó las diferencias entre los tratamientos aeróbicos (SD, SDC, LC y LCC) y los anaeróbicos (LCI y LCIC), siendo más elevada en los tratamientos aeróbicos por derivar esta partida a un coste de mantenimiento del sistema de tuberías y aspersores y otras infraestructuras de la finca necesarias para el riego por aspersión. Por ello, se consideró la opción de contratar un seguro de suscripción anual que cubriría las averías de dicha instalación de riego durante su periodo de funcionamiento, razón por la cual los costes fijos totales ascendieron hasta un 19 %, más en dichos tratamientos aeróbicos, con respecto a los que emplean el riego anaeróbico (**Tabla 4.29**).

**Tabla 4.29.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre los costes fijos (€ ha<sup>-1</sup>).

Valores medios 2015-2017						
Operaciones	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
Dirección, Gestión y Admin.	120	120	120	120	120	120
Canon de Riego C.H.	55	55	55	55	55	55
Comunidad Regantes	64	64	64	64	64	64
Seguros	120	120	120	120	60	60
Técnicos Prod. Integrada	25	25	25	25	25	25
<b>Total</b>	<b>384</b>	<b>384</b>	<b>384</b>	<b>384</b>	<b>324</b>	<b>324</b>

#### 4.4.3. Ingresos totales

En la **Tabla 4.30**, se muestra la estructura de ingresos totales recibidos en este estudio y normalizado a la superficie de una hectárea. Debido a la falta de uniformidad en la Política Agraria Comunitaria de 2020 y la ausencia de normativa nacional que regule con exactitud el nuevo régimen de ayudas aprobado por la Unión Europea, hizo que se optará por tener en cuenta las estimaciones realizadas por Aguilar et al. (2007) respecto a los ingresos medios percibidos como ayuda directa a la superficie de arroz y el pago desacoplado. Así, se consideró que la producción en todos los tratamientos estuvo acogida a la normativa vigente de producción integrada, por lo que se contabilizaron las correspondientes ayudas de carácter agroambiental, asociada a dicha normativa (**Tabla 4.30**), al igual que el coste derivado de los técnicos responsables de la misma (**Tabla 4.29**).

En cuanto a los ingresos procedentes de la venta de la producción obtenida, se consideró un precio de 0.30 € kg<sup>-1</sup> (MAPA, 2019) para todos los tratamientos y años considerados.

Los ingresos detallados procedentes de la partida subvencionable como son las ayudas a la superficie, pago único y ayudas agroambientales suponen una cuantía fija por año de 1 330 € ha<sup>-1</sup> independientemente del sistema de manejo. Por ello, la sostenibilidad económica del cultivo del arroz depende en gran medida de subvenciones públicas, al suponer estas alrededor de un 37 % de los ingresos totales.

**Tabla 4.30.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre los ingresos totales (€ ha<sup>-1</sup>).

2015	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Ayuda Superficies</b>	480	480	480	480	480	480
<b>Pago único</b>	600	600	600	600	600	600
<b>Ayuda Agroambiental</b>	250	250	250	250	250	250
<b>Producción</b>	2 636	2 657	2 910	2 633	3 302	3 380
<b>Total</b>	3 966	3 987	4 240	3 963	4 632	4 710
2016	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Ayuda Superficies</b>	480	480	480	480	480	480
<b>Pago único</b>	600	600	600	600	600	600
<b>Ayuda Agroambiental</b>	250	250	250	250	250	250
<b>Producción</b>	1 814	1 481	1 628	1 652	1 878	1 554
<b>Total</b>	3 144	2 811	2 958	2 982	3 208	2 884
2017	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Ayuda Superficies</b>	480	480	480	480	480	480
<b>Pago único</b>	600	600	600	600	600	600
<b>Ayuda Agroambiental</b>	250	250	250	250	250	250
<b>Producción</b>	2 192	2 035	2 309	2 574	2 541	2 340
<b>Total</b>	3 522	3 365	3 639	3 904	3 871	3 670

Los valores de ingresos totales se situaron dentro del rango de 2 811 - 4 632 € ha<sup>-1</sup>, para los tratamientos SD en 2016 y LCI en 2015. De forma general, se observa como los ingresos totales en el año 2016 presentaron un descenso importante en comparación con el resto de años, independientemente del sistema de manejo, asociado al menor rendimiento agronómico del cultivo durante ese año. En 2015 se observó como los tratamientos anaeróbicos presentaron unos ingresos totales alrededor de un 15 % superior a los

tratamientos aeróbicos, debido a su mayor rendimiento agronómico. Sin embargo, trascurridos tres años desde la implantación de los sistemas de manejo no se observan diferencias tan destacables, siendo importante reseñar que el tratamiento que mayor ingreso total presentó en el tercer año de estudio fue el sistema aeróbico con laboreo convencional y compost de alperujo con 3 904 € ha<sup>-1</sup>.

#### **4.4.4. Márgenes bruto y neto**

En la **Tabla 4.31**, se muestra la estructura global de costes e ingresos así como los márgenes bruto y neto calculados para cada sistema de manejo a lo largo de los años de estudio. Llegados a este punto es necesario indicar que no se han tenido en cuenta los costes de oportunidad provenientes de la realización de la actividad.

Durante el primer año de estudio, el margen bruto de los tratamientos originales osciló entre los 2 798 € ha<sup>-1</sup> para LCI y 2 420 € ha<sup>-1</sup> para SD. Es importante destacar como desde el primer año, los márgenes brutos entre los tratamientos labrados de forma convencional, indistintamente del tipo de riego aplicado, fueron muy similares entre sí, con una diferencias entre ambos sistemas que rondó los 100 € ha<sup>-1</sup>. Con respecto a los tratamientos enmendados, (SDC, LCC y LCIC), independientemente del sistema de riego y laboreo, estos presentaron menores valores de margen bruto y neto, debido a los costes de transporte e incorporación del compost de alperujo al suelo.

Trascurridos tres años desde la implantación de los manejos, el margen bruto si situó en el rango de 2 057 € ha<sup>-1</sup> para LCI y 2 120 € ha<sup>-1</sup> para LC. Por tanto, si bien es cierto que en todos los sistemas de manejo el margen bruto ha descendido con respecto a 2015, es precisamente en el tratamiento LCI donde mayor descenso se produjo, con una pérdida de 741 € ha<sup>-1</sup>. Esta evolución del margen neto observada en el tratamiento convencional (LCI ) podría ser la causa del descenso de la superficie dedicada al cultivo del arroz, pues desde el año 2010 dicha superficie se ha reducido en 17 188 ha<sup>-1</sup> (MAPA, 2020).

**Tabla 4.31.** Efecto general de los diferentes sistemas de manejo sobre la influencia de los costes e ingresos totales, márgenes bruto y neto (€ ha<sup>-1</sup>).

2015	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Costes variables</b>	1 546	2 060	1 556	2 045	1 834	2 347
<b>Costes fijos</b>	384	384	384	384	324	324
<b>Costes totales</b>	1 930	2 444	1 940	2 429	2 158	2 671
<b>Ingresos totales</b>	3 966	3 987	4 240	3 963	4 632	4 710
<b>Margen bruto</b>	2 420	1 927	2 684	1 918	2 798	2 363
<b>Margen neto</b>	2 036	1 543	2 300	1 534	2 474	2 039
2016	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Costes variables</b>	1 378	1 365	1 446	1 447	1 764	1 752
<b>Costes fijos</b>	384	384	384	384	324	324
<b>Costes totales</b>	1 762	1 749	1 830	1 831	2 088	2 076
<b>Ingresos totales</b>	3 144	2 811	2 958	2 982	3 208	2 884
<b>Margen bruto</b>	1 766	1 446	1 512	1 535	1 444	1 132
<b>Margen neto</b>	1 382	1 062	1 128	1 151	1 120	808
2017	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>Costes variables</b>	1 434	1 428	1 519	1 530	1 812	1 792
<b>Costes fijos</b>	384	384	384	384	324	324
<b>Costes totales</b>	1 818	1 812	1 903	1 914	2 136	2 116
<b>Ingresos totales</b>	3 522	3 365	3 639	3 904	3 871	3 670
<b>Margen bruto</b>	2 088	1 937	2 120	2 374	2 059	1 878
<b>Margen neto</b>	1 704	1 553	1 736	1 990	1 735	1 554

La tendencia del margen neto es muy similar a la observada en el margen bruto. Así, en el año 2015, dentro de los sistemas de manejo originales, el que presentó un mayor beneficio fue LCI con un valor de 2 474 € ha<sup>-1</sup> con un incremento del 7.5 % con respecto a LC, y del 21 % con respecto a SD, pese a

ser el tratamiento que presentó un mayor coste total. Principalmente, esta situación se debió porque fue tratamiento que mayor rendimiento agronómico registró.

Con respecto a los sistemas de manejo que recibieron el compost de alperujo, estos durante el primer año de estudio, mostraron un descenso de rentabilidad muy importante. Así, en el caso de SDC se produjo una disminución de 493 € ha<sup>-1</sup> con respecto a SD, en LCC fue de 766 € ha<sup>-1</sup>, y en LCIC fue de 435 € ha<sup>-1</sup>. Como se ha explicado anteriormente, esta situación se explica por el incremento que presentaron estos tratamientos en los costes totales derivados del transporte y aplicación del compost, como se ha explicado anteriormente, y porque los rendimientos agronómicos del cultivo no se vieron favorecidos por la aplicación del compost.

En el año 2016, los márgenes netos sufrieron una disminución muy importante en todos los tratamientos, indistintamente del sistema de riego y del tipo de laboreo (**Tabla 4.31**), estando el margen neto situado en el rango entre 1 382 € ha<sup>-1</sup> en SD y 808 € ha<sup>-1</sup> en SDC. Situación que estuvo propiciada por las malas condiciones climáticas de ese año en particular, derivando en unos rendimientos agronómicos inferiores a los del resto de años.

En el tercer año de estudio, el margen neto en los tratamientos originales fue muy similar entre ellos, con un valor medio de 1 724 € ha<sup>-1</sup>. Demostrando por tanto, que transcurridos tres años desde su implantación, los sistemas de arroz aeróbico, indistintamente del tipo de laboreo, presentaron una viabilidad económica igual que la obtenida por el sistema tradicional, siendo más sostenibles desde el punto de vista medioambiental y con el valor añadido de producir una mejor calidad de grano desde el punto de vista de la seguridad alimentaria. Aspectos que actualmente no se tienen en cuenta pero que en un futuro cercano podrían comprometer la viabilidad del sector arrocerero bajo el sistema convencional. Además, es importante destacar como en el tercer año de estudio fue el tratamiento LCC el que presentó el mayor margen neto, con un valor de 1 990 € ha<sup>-1</sup>, con un incremento del 15 % con respecto a LCI y del 28 % con respecto a LCIC. Estos resultados ponen de manifiesto como a medio plazo la aplicación de compost de alperujo



en sistemas de arroz aeróbico, bajo laboreo convencional es una alternativa viable económicamente bajo las condiciones edafo-climáticas de las Vegas Bajas del Guadiana a la vez que garantiza la sostenibilidad del sector arrocerero desde un punto de vista mediomambiental.

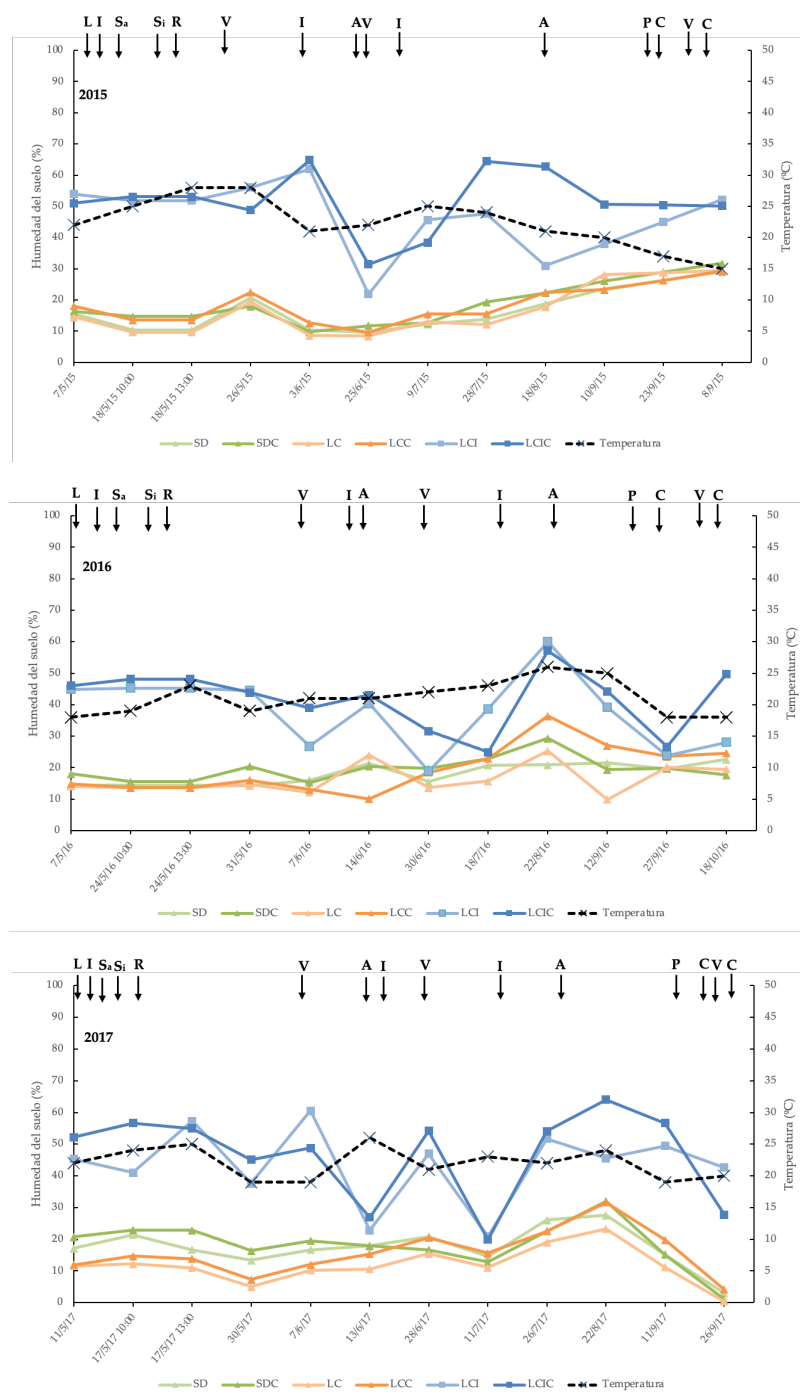
Además, aunque en el presente estudio económico no se ha contemplado, sería importante destacar la posibilidad de comercializar el grano obtenido en los sistemas aeróbicos a un mayor precio final, debido a que se trata de unos sistemas de producción más sostenibles con el medio y que obtienen un grano mayor de mayor calidad, desde un punto de vista de la seguridad alimentaria. Por tanto, esta situación permitiría una mayor capacidad de adaptación a los cambios del mercado, que se encuentra cada vez más concienciados con una alimentación saludable, posicionando nuestro producto en una condición de alimento superior, originando un incremento en la rentabilidad de la inversión. También, se debe tener en cuenta que las condiciones del suelo bajo sistemas aeróbicos facilitarían la rotación de cultivos, e incluso la explotación del terreno con cultivos de invierno, con la posibilidad de aumentar los beneficios anuales por unidad de superficie.

#### **4.5. Emisiones de Gases de Efecto Invernadero**

La **Figura 4.28**, muestra los valores de humedad del suelo (0 - 5 cm) para cada sistema de manejo, junto con los valores de temperatura ambiente, registrados durante el periodo de muestreo de los gases de efecto invernadero (GEI) en los años 2015, 2016 y 2017. Como era de esperar los tratamientos anaeróbicos (LCI y LCIC) presentaron un mayor valor de humedad en comparación con los trataminetos aeróbicos, independientemente del tipo de laboreo (SD, SDC, LC, y LCC). Así, durante el primer año, el tratamiento LCI presentó a lo largo de todo el estudio un valor promedio de humedad del 46.4 % frente al 16.7 % y 16.6 % observado en SD y LC, respectivamente. Destacar también como la aplicación de alperujo en el primer año de estudio provocó incrementos en los valores de humedad del suelo en todos los tratamientos, indistintamente del tipo de riego y laboreo. Así, de media para todos los sistemas de manejos, los tratamientos que incorporaron el compost presentaron un incremento por un valor de 1.12 con respecto a los tratamientos

originales. Durante los dos años siguientes, 2016 y 2017, la tendencia fue similar, con valores promedios de humedad en los tratamientos anaeróbicos situados en el rango 40 - 50 %, siendo muy superiores a los valores mostrados por los tratamientos aeróbicos con valores promedios entorno a los 11 - 20 %. Es importante destacar como bajo sistemas de riego aeróbico, el sistema de manejo que incorporó la siembra directa presentó valores de humedad superiores a los sistemas labrados de forma convencional. Así, transcurridos tres años desde la implantación de los sistemas de manejo, la humedad del suelo en el tratamiento SD incrementó por un valor de 1.49 veces con respecto al tratamiento LC, presentando por tanto una mayor capacidad de retención hídrica, debido fundamentalmente a su mayor contenido en materia orgánica.

Con respecto a la temperatura ambiente, la media en 2015, 2016 y 2017 fue de 22.3 °C, 21.1 °C y 22.0 °C, respectivamente. Durante el año 2015 la temperatura osciló entre los 15 °C obtenidos en septiembre y los 28 °C en el mes de mayo. Con respecto a 2016, las temperaturas oscilaron entre los 18 °C del mes de septiembre-octubre y los 26 °C del mes de agosto. Por último, en 2017, las temperaturas oscilaron entre los 19 °C del mes de septiembre y los 26 °C del mes de junio (**Figura 4.28**).



**Figura 4.28.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la humedad del suelo y temperatura ambiente registrada, a lo largo del ciclo de cultivo del arroz y a lo largo de los años de estudio.

**L:** Laboreo y abonado de fondo, **Sa:** Siembra aspersión, **Si:** Siembra inundación, **R:** Riego de aspersión, **A:** Abonado cobertera, **I:** Inundación, **P:** Parada riego de aspersión, **V:** Vaciado de bancales, **C:** Cosecha.

En la **Tabla 4.32** se muestran los resultados del análisis de la varianza realizado para los flujos acumulados de GEI, así como el nivel de significación

de la variable intra-sujetos (año), la variable inter-sujetos (tratamiento) y la interacción entre ambas.

**Tabla 4.32.** Análisis de la varianza de medidas repetidas para los flujos acumulados de GEI del cultivo del arroz.

	Tratamiento		Año		Tratamiento x año	
	F	Sig	F	Sig	F	Sig
<b>Acumulado CO<sub>2</sub></b>	7.11	***	18.7	***	0.508	NS
<b>Acumulado CH<sub>4</sub></b>	14.5	***	0.081	***	0.104	NS
<b>Acumulado N<sub>2</sub>O</b>	15.7	***	0.605	***	5.79	***

\*, \*\* y \*\*\* indican significación al 0.05, 0.01 y 0.001 de nivel de probabilidad, respectivamente.

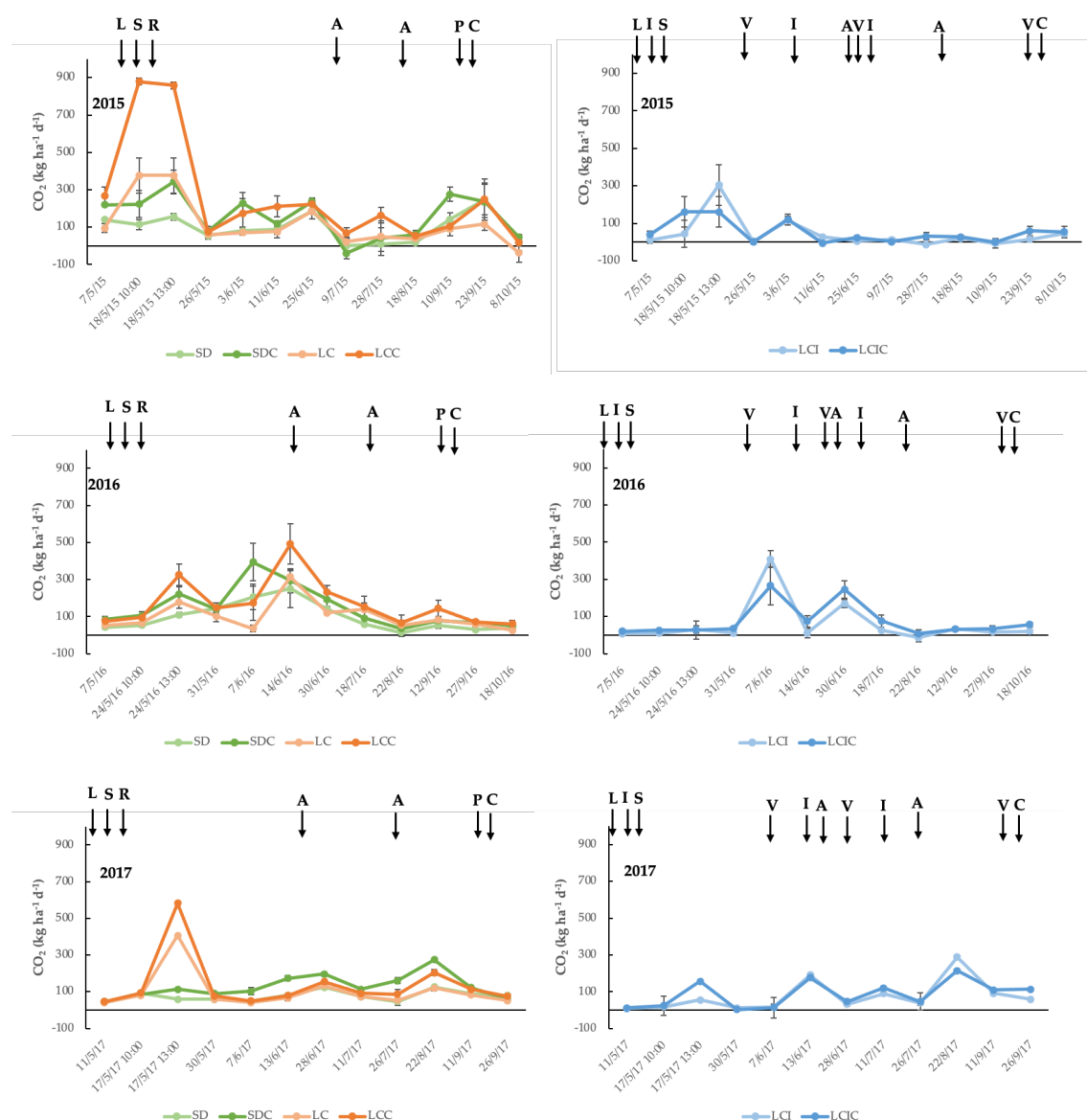
Los niveles de significación obtenidos en el ANOVA de medidas repetidas indican, que tanto la variable Tratamiento como la variable Año tienen una influencia estadísticamente significativa sobre los flujos acumulados de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, presentando en todos ellos significación al 0.001 de nivel de probabilidad. Sin embargo, la interacción entre ambas variables no presentó influencia significativa sobre los flujos acumulados de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>, pero si en el caso del N<sub>2</sub>O, indicando por tanto, que el sistema de manejo aplicado tiene un efecto diferente sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O para cada año del estudio.

#### 4.5.1. Emisiones de CO<sub>2</sub>

La emisión de CO<sub>2</sub> del suelo es un importante flujo de C en los ecosistemas y puede representar del 60 al 90 % de la respiración total del ecosistema (Longdoz et al., 2008). En la **Figura 4.29**, se muestran los efectos que los diferentes sistemas de producción implantados ejercen sobre el flujo de emisión de CO<sub>2</sub> a lo largo del ciclo del cultivo del arroz durante los años 2015, 2016 y 2017. Durante los primeros días del experimento,

independientemente del año de estudio, en los tratamientos LC y LCC se registró un incremento en la emisión de CO<sub>2</sub> con respecto al resto de tratamientos, provocados por la liberación del CO<sub>2</sub> acumulado en el suelo inmediatamente después del laboreo del suelo. Resultados similares fueron descritos por Struck et al. (2020) al observar importantes emisiones de CO<sub>2</sub> a finales de abril y principios de mayo debido a las labores preparatorias previas realizadas a la siembra del cultivo del maíz. De forma general, las emisiones de CO<sub>2</sub> aumentaron en todos los tratamientos tras el inicio del riego, especialmente bajo condiciones de aeróbiosis, debido probablemente a que aumentos simultáneos de temperatura y humedad del suelo inducen a un incremento de la actividad microbiana y, por tanto, de las emisiones de CO<sub>2</sub> (Fangueiro et al., 2017).

En cuanto a los tratamientos anaeróbicos, los picos de emisión más significativos se produjeron en los intervalos de vaciado de los bancales, situación que podría estar ocasionada por una mayor actividad microbiana durante esos intervalos. También podría estar asociado a la formación de grietas en el suelo durante los periodos de secado, situación que puede facilitar la liberación de este gas, pues en suelos bajo condiciones anaeróbicas, una gran proporción de los poros del suelo, se encuentran llenos de agua, por lo que la aireación es muy restringida y en consecuencia el flujo de CO<sub>2</sub> disminuye (Gilmour, 1985, Thangarajan et al., 2013). Destacar también como de forma general se observa un aumento de las emisiones de CO<sub>2</sub> tras la aplicación del abonado de cobertera, debido probablemente a que los microorganismos que procesaron la urea (durante los procesos de nitrificación-desnitrificación) consumieron carbono para posteriormente emitirlo en forma de CO<sub>2</sub>.



**Figura 4.29.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo en la emisión de CO<sub>2</sub> a lo largo del ciclo de cultivo del arroz, a lo largo de los años de estudio.

Las barras de error representan el error estándar de la media.

**L:** Laboreo y abonado de fondo, **S:** Siembra, **R:** Riego de aspersión, **A:** Abonado cobertera, **I:** Inundación, **P:** Parada riego de aspersión, **V:** Vaciado de bancales, **C:** Cosecha.

En la **Tabla 4.33**, se muestra el efecto de los diferentes sistemas de manejo en los flujos acumulados de CO<sub>2</sub> durante el ciclo del cultivo del arroz a lo largo de los años 2015, 2016 y 2017. Con respecto a los suelos originales, en el primer año de estudio, los flujos de emisión oscilaron entre 14 129 y 6 527 kg de CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> en LC y LCI, respectivamente. De manera que las elevadas cantidades de CO<sub>2</sub> emitidas son atribuibles al laboreo del suelo en condiciones de riego aeróbico, situación que acelera la descomposición de la materia

orgánica. Valores de flujos de emisión similares fueron observados por Harada et al. (2007), al estudiar el efecto de diferentes sistemas de laboreo en las emisiones de CO<sub>2</sub>, en campos de arroz japoneses, presentando emisiones acumuladas de CO<sub>2</sub> de 13 000 kg ha<sup>-1</sup>. Además, con sistemas de manejo similares a los estudiados en el presente trabajo, pero en el cultivo del maíz, Struck et al. (2020), observó flujos acumulados de emisión de 17.8 Mg ha<sup>-1</sup> CO<sub>2</sub> por hectárea.

Durante el segundo año de estudio, la tendencia es muy similar a la descrita para el primer año, con el mayor flujo acumulado de CO<sub>2</sub> en el tratamiento LC y el menor flujo en el tratamiento LCI, observando diferencias significativas entre ambos tratamientos, poniendo de manifiesto como las condiciones de anaerobiosis en el cultivo del arroz disminuyen las emisiones de CO<sub>2</sub>, como previamente ha sido observado por otros autores (Roy et al., 2014; Xu et al., 2016). Sin embargo, transcurridos tres años desde la implantación de los diferentes sistemas de producción no se observaron diferencias significativas entre LC y LCI, observando el menor flujo de emisión en el tratamiento SD con 11 544 kg de CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>. Demostrando así, como las técnicas de no laboreo pueden ser consideradas una estrategia efectiva para reducir las emisiones de este gas (Al-kaisi y Yin, 2005).

Durante el primer año de estudio, la aplicación de compost de alperujo provocó un incremento significativo en las emisiones de CO<sub>2</sub> en comparación con los tratamientos originales bajo sistema de riego aeróbico. Así, se produce un incremento en las emisiones de CO<sub>2</sub> del 57 % en el caso de SDC con respecto a SD y del 113 % en LCC con respecto a LC (**Tabla 4.33**). Esta situación puede ser debida al mayor contenido en COT en los tratamientos enmendados, que bajo condiciones de aerobiosis puede descomponerse por la acción de la actividad microbiana. De hecho, se observan correlaciones significativas ( $p < 0.01$ ) y positivas entre el flujo acumulado de CO<sub>2</sub> y el COH ( $r = 0.495$ ), fracción orgánica fácilmente disponible para los microorganismos, además de con las actividades microbianas  $\beta$ -glucosidasa ( $r = 0.413$ ) y ureasa ( $r = 0.405$ ). Resultados similares han sido observados por Martín et al. (2012) al analizar el efecto de las enmiendas orgánicas en los flujos de emisión del CO<sub>2</sub>.

Un aspecto que se debe tener en cuenta al analizar las emisiones de CO<sub>2</sub> tras la aplicación de enmiendas orgánicas, es el *efecto priming*, ejercido por dichas enmiendas en el suelo (Thangarajan et al., 2013). El aumento en la mineralización de la materia orgánica original del suelo (*efecto priming* positivo) se evidencia al incrementar su actividad microbiana y su respiración derivando en un incremento en las emisiones de CO<sub>2</sub>. Mientras que la reducción en la mineralización de la materia orgánica original del suelo (*efecto priming* negativo) impacta negativamente sobre la comunidad de microorganismos, inhibiendo sus actividades metabólicas (Bruckman et al., 2015), lo cual puede estar asociado a la presencia de componentes tóxicos (Lu et al., 2014b), reduciendo por tanto las emisiones de CO<sub>2</sub>.

Durante el segundo y tercer año de estudio, en los tratamientos que incorporaron el compost de alperujo como enmienda orgánica también se produjeron incrementos en los flujos de emisión de CO<sub>2</sub> con respecto a los tratamientos originales, pero es importante destacar que esos incrementos no fueron significativos en los tratamientos SDC y LCIC en comparación con a SD y LCI, respectivamente (**Tabla 4.33**). Por tanto, se pone de manifiesto, que aunque es ampliamente reconocido que la aplicación de enmiendas orgánicas pueden inducir un incremento en la degradación y descomposición de la materia orgánica, esta suele ser temporal (Sikora y Yakovchenko, 1996), observando como a medio-largo plazo la aplicación de residuos orgánicos a los suelos podría no provocar cambios significativos en los flujos de emisión de CO<sub>2</sub> (Ginting et al., 2003; Tian et al., 2009). Sin embargo, transcurridos tres años desde la aplicación del compost, en el tratamiento LCC se observaron incrementos significativos con respecto al tratamiento LC (**Tabla 4.33**), situación que vuelve a poner de manifiesto como el laboreo convencional incrementan las emisiones de CO<sub>2</sub>, debido a que el volteo del suelo producido por el laboreo estimula la degradación de la materia orgánica (Saha et al., 2016; Fangueiro et al., 2017).



**Tabla 4.33.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la tasa de emisión acumulada de CO<sub>2</sub> (kg ha<sup>-1</sup>) durante el ciclo de cultivo del arroz.

SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>2015</b>					
13 570bA	21 371cB	14 129bA	30 122dA	6 527aA	5 689aA
<b>2016</b>					
12 932abcA	19 754cdB	16 459bcA	25 256dA	7 647aA	11 692abAB
<b>2017</b>					
11 554aA	13 797aA	13 334aA	18 988bA	14 643abB	14 811abB

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

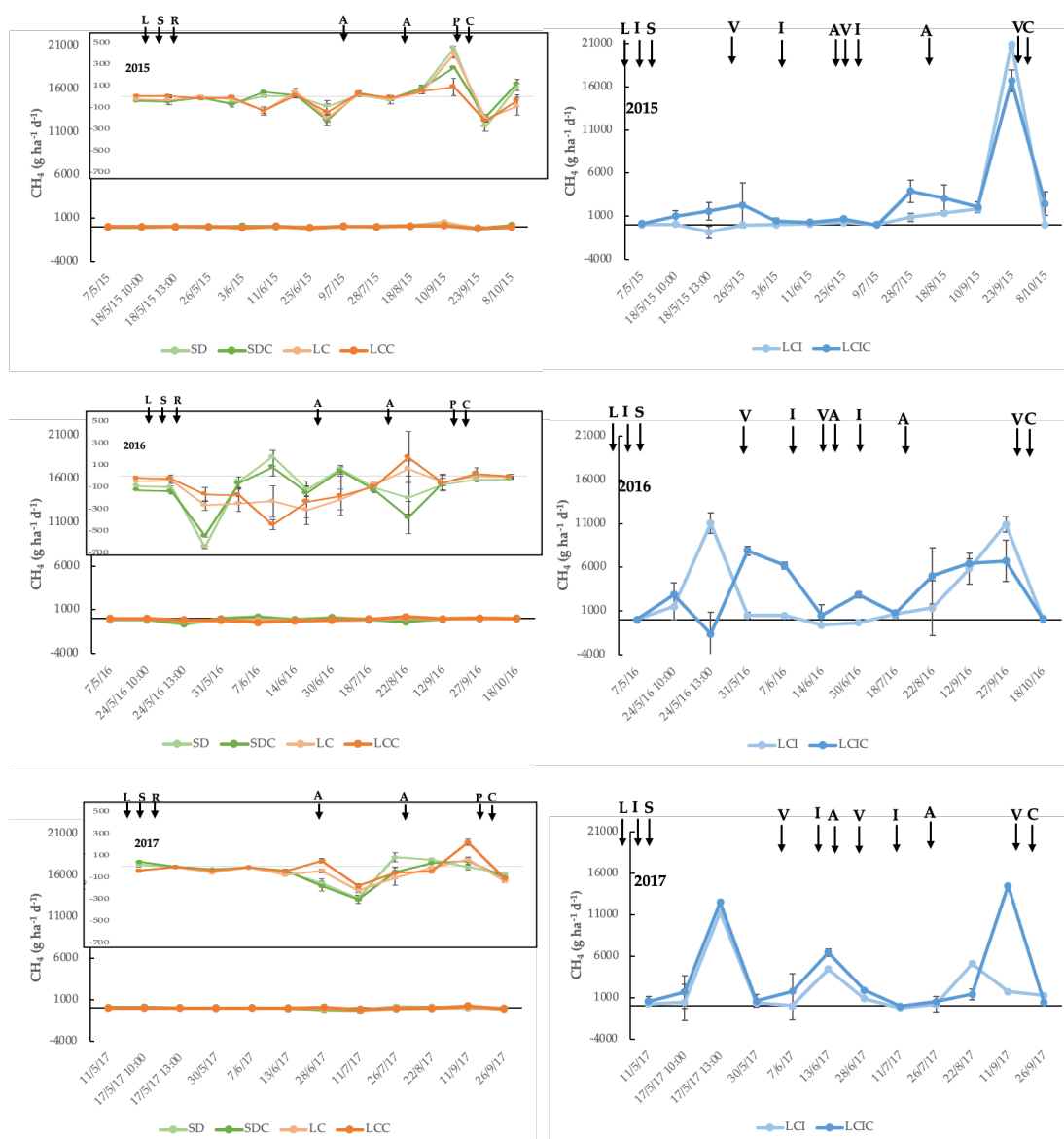
#### 4.5.2. Emisiones de CH<sub>4</sub>

El CH<sub>4</sub> es el gas traza orgánico más abundante en la atmósfera, con un potencial de calentamiento de 20 a 30 veces superior que el del CO<sub>2</sub> (Le Mer y Roger, 2001). La producción de CH<sub>4</sub> en el suelo es un proceso microbiano estrictamente anaeróbico conocido como metanogénesis que requiere de un potencial redox bajo ( $E_h < -200$  mV).

En la **Figura 4.30** se muestran los efectos que los diferentes sistemas de producción implantados ejercen sobre el flujo de emisión de CH<sub>4</sub> a lo largo del ciclo del cultivo del arroz durante los años 2015, 2016 y 2017. En referencia a los tratamientos aeróbicos, independientemente del sistema de manejo utilizado y de la aplicación o no de compost de alperujo, se observó como existe una alternancia de periodos de emisión y de fijación, con unas tasas de emisión acumuladas negativas para los años 2016 y 2017. Por tanto, bajo condiciones de riego aeróbico el suelo sirve como sumidero de CH<sub>4</sub> debido a que el balance entre la producción de CH<sub>4</sub> por los microorganismos metanógenos y el consumo por los metanotrofos es negativo (Dubey, 2005). Resultados similares fueron hallados por Kreye et al. (2007) quienes también

obtuvieron tasas de emisión negativas, mostrando el efecto sumidero en los sistemas de arroz aeróbicos.

Con respecto a los tratamientos anaeróbicos, se observaron picos de emisión de  $\text{CH}_4$  destacables a lo largo del ciclo del cultivo. Trascurridas una o dos semanas tras el inicio del riego, cuando los potenciales redox son lo suficientemente bajos se produce la formación de  $\text{CH}_4$  por las bacterias metanogénicas y su posterior emisión. Destacar también, picos de emisión puntuales de  $\text{CH}_4$ , coincidiendo con labores concretas, siendo una de ellas la aplicación del abonado mineral de cobertera, cuando los microorganismos comienzan a consumir el C para procesar la urea, provocando de este modo la emisión de  $\text{CH}_4$ . Es importante destacar también, como al final del ciclo del cultivo, tras el vaciado de las parcelas para su posterior cosecha se produce un fuerte descenso en las emisiones de este gas (**Figura 4.30**).



**Figura 4.30.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo en la emisión de  $\text{CH}_4$  a lo largo del ciclo de cultivo del arroz, a lo largo de los años de estudio.

Las barras de error representan el error estándar de la media.

L: Laboreo y abonado de fondo, S: Siembra, R: Riego de aspersión, A: Abonado cobertera, I: Inundación, P: Parada riego de aspersión, V: Vaciado de bancales, C: Cosecha.

En la **Tabla 4.34** se muestra el efecto de los diferentes sistemas de manejo en los flujos acumulados de  $\text{CH}_4$  durante el ciclo del cultivo del arroz a lo largo de los años 2015, 2016 y 2017. Como era de esperar, en los tratamientos aeróbicos, las emisiones de  $\text{CH}_4$  fueron residuales e incluso negativas, independiente del sistema de manejo seleccionado y del año de estudio (**Tabla 4.34**). Por tanto, esta situación demuestra como bajo condiciones aeróbicas, con potenciales redox elevados se impide la formación

de CH<sub>4</sub>, o se permite su oxidación por bacterias metanotróficas (Aulakh et al., 2000). Resultados similares han sido observados por diferentes autores al estudiar el efecto del riego en la emisión de este gas. Así, Fangueiro et al. (2017) observaron que bajo sistemas de riego aeróbicos las emisiones de CH<sub>4</sub> se redujeron hasta en un 99 % en comparación con los sistemas de riego anaeróbicos, siendo por tanto el tipo de riego un factor crucial en las emisiones de este gas. De igual modo, otros autores han manifestado que el sistema de riego intermitente (wetting-drying) reduce de forma significativa las emisiones de CH<sub>4</sub> en el cultivo del arroz (Pandey et al., 2014; Linquist et al., 2015; Ishfaq et al., 2020).

Los valores de los flujos acumulados observados en los tratamientos anaeróbicos (LCI y LCIC) a lo largo de los años de estudio, se encontraron dentro del rango 305 y 571 kg de CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> sin observar diferencias significativas entre ambos tratamientos, ni entre años para un mismo tratamiento (**Tabla 4.34**). Valores similares de flujos acumulados han sido detallados por diferentes autores como Katayanagi et al. (2012) y Xu et al. (2016). Por ejemplo, Ishfaq et al. (2020) mostraron flujos de emisión acumulados de 340 - 423 kg CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> en campos de arroz inundados durante todo el ciclo del cultivo. Además, la FAO ha publicado un informe (FAOSTAT, 2020), en el que cifró en 505 kg de CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> emitidos en el cultivo del arroz para el año 2017.

Es importante destacar también como la aplicación de compost de alperujo en condiciones de anaerobiosis (LCIC) incrementó el flujo de emisión acumulado de CH<sub>4</sub> por un factor de 1.45 veces con respecto al tratamiento LCI, de media para todos los años de estudio. Esta situación se podría atribuir al aumento del sustrato de C para las bacterias metanogénicas y a un descenso del potencial redox (Lee et al., 2010), tras la aplicación de las enmiendas orgánicas a suelos inundados como los dedicados al cultivo del arroz (Yang y Chang, 1998). Otros autores como Ma et al. (2007) concluyeron que la incorporación en los campos de arroz de enmiendas orgánicas con elevadas relaciones de C/N, como la paja de trigo, agotaban el nitrógeno disponible para el cultivo, derivando en un mayor crecimiento y actividad de los microorganismos metanógenos y, por tanto, en mayores emisiones de CH<sub>4</sub>.

**Tabla 4.34.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la tasa de emisión acumulada de CH<sub>4</sub> (kg ha<sup>-1</sup>) durante el ciclo de cultivo del arroz.

SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>2015</b>					
4.20 aB	1.40 aB	0.632 aB	-3.34 aA	372 bA	480 bA
<b>2016</b>					
-14.5 aA	-20.7 aA	-13.8 aA	-9.74 aA	408 bA	571 bA
<b>2017</b>					
-4.61 aAB	-7.88 aAB	-7.74 aAB	-2.16 aA	305 bA	508 bA

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

#### 4.5.3. Emisiones de N<sub>2</sub>O

El N<sub>2</sub>O se genera en el suelo a partir de los procesos microbianos conocidos con el nombre de nitrificación y desnitrificación, tratándose de un gas con un alto potencial de calentamiento global, del orden de 265 veces superior que el del CO<sub>2</sub>. Por tanto, reducir las emisiones de N<sub>2</sub>O es una prioridad.

En la **Figura 4.31** se muestran los efectos que los diferentes sistemas de manejo implantados ejercen sobre el flujo de emisión de N<sub>2</sub>O, a lo largo del ciclo del cultivo del arroz durante los años 2015, 2016 y 2017. De forma general, se aprecia como las emisiones de N<sub>2</sub>O están influenciadas fundamentalmente por el sistema de riego así como por las prácticas de fertilización, especialmente tras los abonados de cobertera. Similares observaciones han sido realizadas en estudios previos (Zou et al., 2005; Sander et al., 2014).

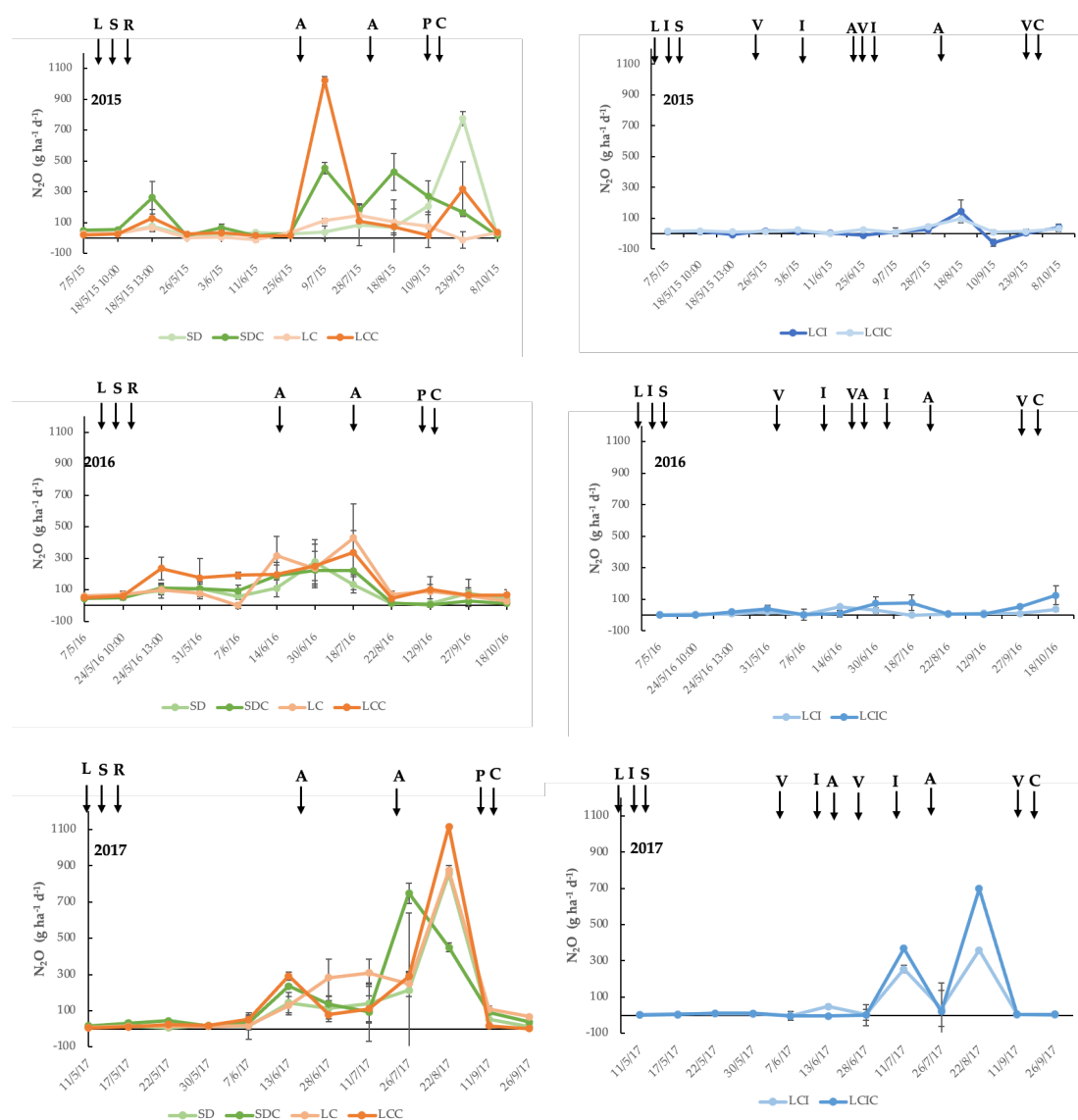
Con respecto a los tratamientos aeróbicos, de forma general a lo largo del estudio, se observó cómo durante las primeras semanas de cultivo, las emisiones de N<sub>2</sub>O no experimentaron picos significativos de emisión, independientemente del sistema de manejo empleado. Sin embargo, transcurrido ese periodo, en mayor o menor medida, se registraron

incrementos en las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ , hecho que se puede atribuir a un incremento en el contenido en humedad y de la temperatura del suelo, siendo ambos factores muy importantes en la emisión de este gas (Müller et al., 2003; Szukics et al., 2010; Thangarajan et al., 2013). Los mayores picos de emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  se obtuvieron tras las aplicaciones de los abonados nitrogenados de cobertera. Así, durante el primer año de estudio, en SDC y LCC, se registraron emisiones de hasta 500 y 1 000 g de  $\text{N}_2\text{O}$  por hectárea y día, respectivamente, siendo muy superiores a los picos de emisión registrados en los tratamientos sin enmendar SD y LC (**Figura 4.31**). En la revisión bibliográfica realizada por Thangarajan et al. (2013), sobre el efecto de las enmiendas orgánicas en la emisión de gases de efecto invernadero, se especifica que existe una relación directa entre la aplicación de enmiendas orgánicas, la actividad microbiana del suelo y la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$ . Además, las mayores emisiones registradas en los tratamientos que recibieron el compost de alperujo como enmienda orgánica, podrían ser explicadas por los incrementos significativos que experimentaron dichos tratamientos en los niveles de carbono orgánico, el cual es necesario para los procesos de nitrificación-desnitrificación (Fangueiro et al., 2017). De hecho, se observó una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) y positiva entre los niveles de COH, fracción fácilmente disponible, y el flujo acumulado de  $\text{N}_2\text{O}$  ( $r = 0.306$ ).

A diferencia de lo que ocurre en 2015 y 2017, durante el año 2016, en los tratamientos aeróbicos, no se aprecian la existencia de picos de emisión tan marcados por la aplicación del abonado de cobertera, situación que pudo estar asociada al descenso de las temperaturas durante los primeros meses del cultivo (mayo y junio), en comparación con las temperaturas registradas para dichos meses en 2015 y 2017, ralentizando y retrasando los procesos de nitrificación y desnitrificación.

En referencia a los tratamientos anaeróbicos, en primer lugar es importante destacar como, independientemente del año de estudio, los picos de emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  observados en estos tratamientos fueron siempre inferiores a los observados en los tratamientos aeróbicos (**Figura 4.31**). Comúnmente, se cree que las condiciones anaeróbicas que se dan bajo las prácticas convencionales de producción de arroz, impiden en gran medida la

producción de nitratos (Islam et al., 2020), dando como resultado menores emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ , siendo varios los autores, que han observado como en el cultivo del arroz bajo sistemas de riego aeróbico se producen incrementos en la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  en comparación con los sistemas anaeróbicos (Yu et al., 2007; Devkota et al., 2013; Verhoeven et al., 2019). Al igual que ocurre en el caso de los tratamientos aeróbicos, los mayores picos de emisión se deben a la aplicación del abonado de cobertera, siendo esta situación muy evidente en el año 2017 (**Figura 4.31**).



**Figura 4.31.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo en la emisión de  $N_2O$ , a lo largo del ciclo de cultivo del arroz, a lo largo de los años de estudio.

Las barras de error representan el error estándar de la media.

**L:** Laboreo y abonado de fondo, **S:** Siembra, **R:** Riego de aspersión, **A:** Abonado cobertera, **I:** Inundación, **P:** Parada riego de aspersión, **V:** Vaciado de bancales, **C:** Cosecha.

En la **Tabla 4.35** se muestran los flujos acumulados de  $N_2O$  durante el ciclo del cultivo del arroz en los diferentes sistemas de producción durante los años 2015, 2016 y 2017. Con respecto a los suelos originales, en el primer año de estudio, no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos SD y LC en los valores de emisión acumulados durante el ciclo del cultivo, con unas tasas de emisión acumulada alrededor de los 20 - 22 kg de  $N_2O$  por hectárea al año, significativamente superiores a la observada en el tratamiento LCI con un valor de 3.44 kg de  $N_2O$  por hectárea y año. Similares resultados



han sido observados por diversos autores, indicando que sistemas de manejo de agua eficientes en el cultivo del arroz pueden reducir las emisiones de  $\text{CH}_4$  hasta en un 60 %, pero a su vez, incrementar las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  hasta 20 veces (Zou et al., 2005, 2009; Li et al., 2011; Xu et al., 2015). Dicha tendencia se mantiene a lo largo de los diferentes años de estudio, presentando los tratamientos aeróbicos una mayor emisión acumulada de  $\text{N}_2\text{O}$  en referencia al tratamiento anaeróbico (**Tabla 4.35**). Sin embargo, es importante destacar como bajo el riego de tipo aeróbico, la implantación de técnicas de agricultura de conservación (SD) produce un descenso en las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  en comparación con el laboreo convencional (LC). Así, las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  en SD se reducen con respecto a LC en un 44 % y en un 19 % en los años 2016 y 2017, respectivamente. Similares resultados fueron descritos por Elmi et al. (2003) quienes observaron emisiones de 9 g de  $\text{N}_2\text{O}$   $\text{dia}^{-1} \text{ha}^{-1}$  mediante el uso de técnicas de laboreo convencional, y de 6 g de  $\text{N}_2\text{O}$   $\text{dia}^{-1} \text{ha}^{-1}$  bajo sistemas de no laboreo. Del mismo modo Cui et al. (2014) y Fangueiro et al. (2017) también informaron de un descenso de las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  bajo sistemas de no laboreo. Diferentes estudios han informado de la fuerte relación entre la producción de  $\text{N}_2\text{O}$  y la temperatura del suelo (Uchida et al., 2011, Wertz et al., 2012), de manera que como otros procesos microbianos, la nitrificación-desnitrificación incrementa con la temperatura. Esta situación, podría explicar las mayores emisiones observadas bajo el sistema de riego aeróbico, y especialmente, mediante el uso de técnicas de laboreo convencional, cuyos suelos registran una mayor temperatura en comparación con aquellos donde se han implantado las técnicas de agricultura de conservación (Obia et al., 2020).

Sin embargo, existen estudios que muestran efectos contradictorios a los observados en el presente trabajo, así, Berger et al. (2013) observó incrementos significativos en la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  en campos de arroz inundados en comparación con inundaciones intermitentes. Por otro lado, otros autores han encontrado incrementos en las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  bajo sistemas de no laboreo en comparación con sistemas de laboreo convencional (Zhang et al., 2013; Nyamadzawo et al., 2013), desde que un incremento en el C orgánico disponible favorece el proceso de desnitrificación. Estas contradicciones en la influencia de los diferentes sistemas de gestión sobre los flujos de emisión de

N<sub>2</sub>O, podrían ser debidas a otros factores, como la fertilización, la interacción entre los sistemas de gestión y la fertilización, lo cual es ampliamente desconocido (Wang et al, 2020).

La aplicación del compost de alperujo incrementó la emisión de N<sub>2</sub>O, independientemente del sistema de manejo seleccionado. Así, durante el primer año de estudio, el efecto directo de la aplicación de compost en la tasa de emisión de N<sub>2</sub>O fue un aumento de 1.53 veces en SDC con respecto a SD, de 1.34 veces en LCC con respecto a LC, y de 1.32 veces en LCIC con respecto a LCI. Estos resultados concuerdan con estudios previos, los cuales mostraron elevadas pérdidas de N a través del proceso de desnitrificación en suelos donde se habían aplicado enmiendas orgánicas en relación a suelos sin enmendar o abonados con fertilización química (Dambreville et al., 2006; Walker y Shannon, 2006). Koster et al. (2011) indicaron que la aplicación de enmiendas orgánicas proporciona energía para los microorganismos edáficos incrementado la biomasa microbiana y la tasa de desnitrificación debido a una disminución en los potenciales redox (Thangarajan et al., 2013).

Transcurridos tres años desde la aplicación del compost, efecto residual, la tasa de emisión de N<sub>2</sub>O aumentó de 1.21 veces en SDC con respecto a SD, de 1.15 veces en LCC con respecto a LC, y de 1.65 veces en LCIC con respecto a LCI (**Tabla 4.35**). Por tanto, para los sistemas aeróbicos, independientemente del sistema de manejo, en el año residual los incrementos en la emisión de N<sub>2</sub>O son inferiores a los observados en el año directo, mientras bajo los sistemas de riego anaeróbico la tendencia fue la contraria, los mayores incrementos se registraron en el año residual. Este resultado pueden ser atribuido a una mineralización de la enmienda más lenta bajo condiciones de riego anaeróbico (McKenney et al., 1993).

Por otro lado, sería importante destacar el efecto de la actividad enzimática ureasa en la emisión de N<sub>2</sub>O, pues dicha actividad participa en la conversión de la urea, fórmula utilizada en el presente trabajo como abono de cobertera, a NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y sustrato para el proceso de nitrificación, existiendo una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) y positiva entre la actividad ureasa del suelo y el flujo acumulado de N<sub>2</sub>O ( $r = 0.268$ ). Por ello, los menores valores de flujos

de emisión de  $N_2O$  en el tratamiento anaeróbico (LCI) con respecto a los aeróbicos (SD y LC), podrían ser explicados por una menor actividad ureasa bajo las condiciones de inundación. Además, la mayor emisión de  $N_2O$  tras la aplicación del compost de alperujo como enmienda orgánica también pudo ser debido al incremento en la actividad ureasa que experimentaron los suelos que recibieron dicha enmienda. De ahí, que recientemente en la búsqueda de estrategias para reducir las emisiones de  $N_2O$  desde los campos agrícolas, además de buscar prácticas de manejo adecuadas en cuanto al uso de fertilizantes nitrogenados, se esté investigando sobre inhibidores que mejoren la eficiencia de dichos fertilizantes, especialmente en el caso de inhibidores de la actividad enzimática ureasa (Dawar et al., 2011; Thangarajan et al., 2013).

**Tabla 4.35.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo sobre la tasa de emisión acumulada de  $N_2O$  ( $kg\ ha^{-1}$ ) durante el ciclo del cultivo del arroz.

SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
2015					
20.3 abA	30.9 bB	22.6 abA	30.5 bA	3.44 aA	4.54 aA
2016					
14.6 bcA	15.7 bcA	26.2 cA	25.0 cA	2.38 aA	6.54 abA
2017					
32.3 bcB	39.3 bcB	39.9 bcB	46.1 cB	14.1 aB	23.1 bcB

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

#### 4.5.4. Potencial de Calentamiento Global

En la **Tabla 4.36** se muestran los resultados del análisis de la varianza realizado para el potencial de calentamiento global (GWP, iniciales del término en inglés Global Warming Potential) y normalizado en base al rendimiento agronómico del cultivo del arroz (GWPr), así como el nivel de significación de la variable intra-sujetos (año), la variable inter-sujetos (tratamiento) y la interacción entre ambas.

**Tabla 4.36.** Análisis de la varianza de medidas repetidas para el potencial de calentamiento global (GWP) y el potencial de calentamiento global en base al rendimiento agrónomo del arroz (GWPr).

	Tratamiento		Año		Tratamiento x año	
	F	Sig	F	Sig	F	Sig
<b>GWP</b>	4.62	**	1.22	***	1.54	NS
<b>GWPr</b>	4.61	**	15.8	***	1.75	NS

**GWP:** Potencial de calentamiento global ( $\text{Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$ ); **GWPr:** Potencial de calentamiento global en base al rendimiento agrónomo del arroz ( $\text{kg CO}_2 \text{ eq kg}^{-1}$ ). \*, \*\* y \*\*\* indican significación al 0.05, 0.01 y 0.001 de nivel de probabilidad, respectivamente.

Los niveles de significación obtenidos en el ANOVA de medidas repetidas indican que tanto la variable Tratamiento como la variable Año tienen una influencia estadísticamente significativa sobre el GWP y GWPr. Sin embargo, la interacción tratamiento-año no mostró influencia significativa, indicando por tanto, que el tratamiento aplicado ejerce el mismo efecto sobre GWP y GWPr independientemente del año de estudio.

En la **Tabla 4.37**, se muestran los valores de GWP y GWPr potencial de calentamiento global (GWP, iniciales del término en inglés Global Warming Potential) de los diferentes sistemas de manejo durante el ciclo del cultivo del arroz para los años 2015, 2016 y 2017. Durante el primer año de estudio no se observaron diferencias significativas en los valores de GWP entre los tratamientos originales, encontrándose los valores en el rango de 17.9 - 20.1  $\text{Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$  (**Tabla 4.37**). Transcurridos tres años desde la implantación de los manejos se observó como el tratamiento bajo la técnica de agricultura de conservación (SD) disminuyó los valores de GWP en un 15.6 % con respecto al tratamiento LC, y en un 25.7 % con respecto a LCI. Resultados similares han sido observados por Alam et al. (2020), quienes estimaron que la transición del cultivo de arroz bajo sistemas anaeróbicos con laboreo convencional hacia sistemas aeróbicos con laboreo de conservación podría reducir los niveles de GWP en un 25 %.

**Tabla 4.37.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo en las emisiones GWP y GWPr, durante el ciclo de cultivo del arroz.

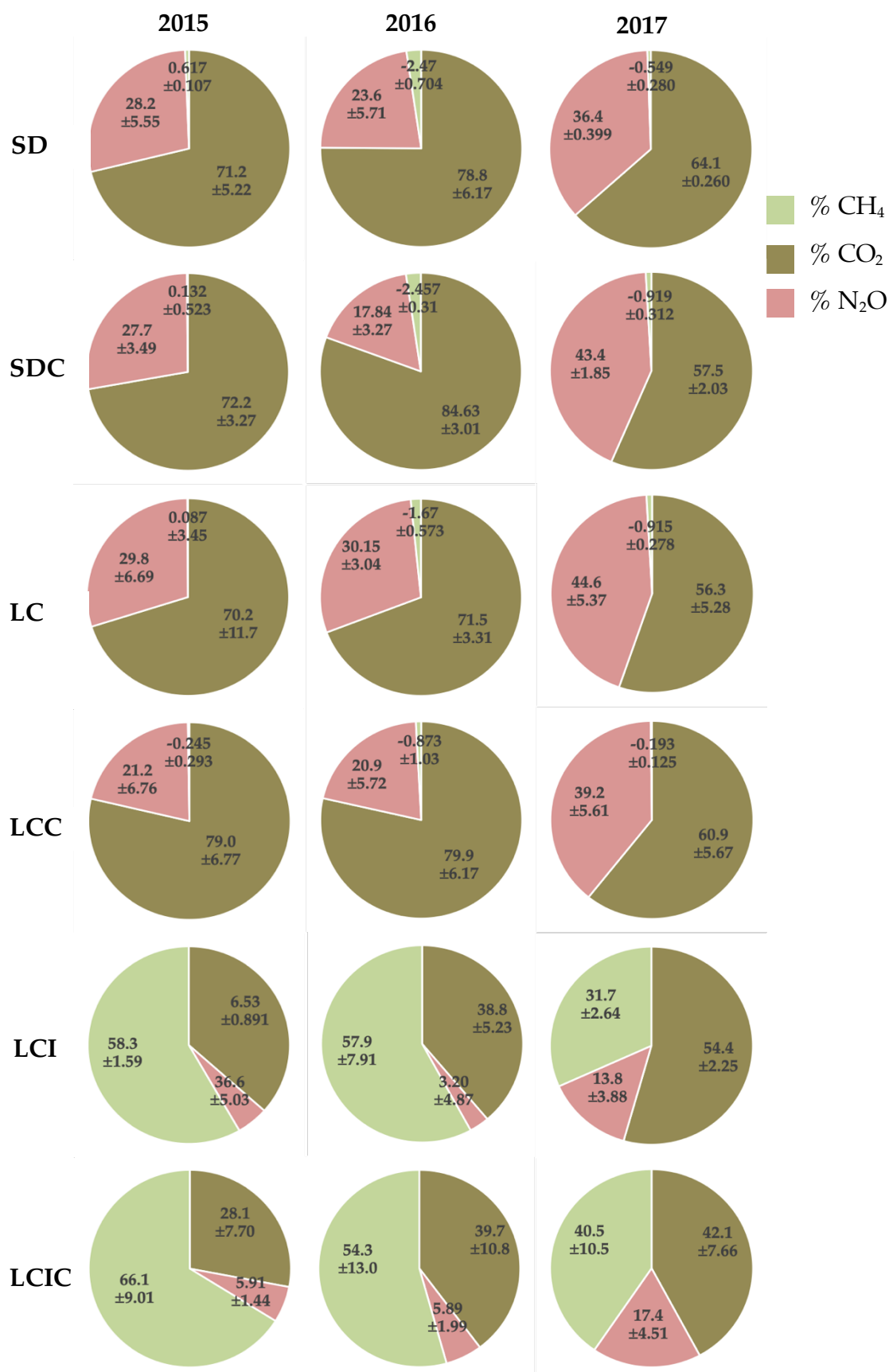
2015	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>GWP (Mg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup>)</b>	19.1 aAB	29.6 bB	20.1 aA	38.1 cA	17.9 aA	20.3 aA
<b>GWPr (kg CO<sub>2</sub> eq kg<sup>-1</sup>)</b>	2.17 aA	3.34 bA	2.09 aA	4.30 cAB	1.62 aA	1.80 aA
2016	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>GWP (Mg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup>)</b>	16.4 aA	23.3 aA	23.0 aA	31.6 bA	19.7 aA	29.4 bAB
<b>GWPr (kg CO<sub>2</sub> eq kg<sup>-1</sup>)</b>	2.71 aB	4.73 abB	4.24 abB	5.74 bB	3.15 abB	5.68 bB
2017	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>GWP (Mg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup>)</b>	19.9 aAB	24.0 abAB	23.7 abA	31.1 bcA	26.9 abcA	35.2 cB
<b>GWPr (kg CO<sub>2</sub> eq kg<sup>-1</sup>)</b>	2.74 aB	3.54 abA	3.08 aAB	3.63 abA	3.18 aB	4.51 bAB

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

La aplicación del compost de alperujo en el primer año de estudio (efecto directo), provocó un incremento en los valores de GWP, el cual fue significativo en los tratamientos aeróbicos, especialmente bajo la técnica de laboreo convencional (**Tabla 4.37**). Así, los valores de GWP incrementaron por un factor de 1.55 veces en SDC con respecto a SD, de 1.89 veces en LCC con respecto a LC y de 1.14 veces en LCIC con respecto a LCI. Por tanto, si bien dichos incrementos se producen en todos los tratamientos, son mayores bajo el sistema de riego aeróbico, especialmente bajo la técnicas de laboreo convencional, probablemente debido a una mayor mineralización de la propia enmienda bajo estas condiciones. Así, algunas de las estrategias de mitigación de GEI desde los suelos agrícolas se fundamentan en emplear sistemas de

manejo que reduzcan la velocidad de descomposición de la materia orgánica además de incrementar el secuestro de C en el suelo (Thangarajan et al., 2013). De hecho, transcurridos tres años desde la aplicación del compost, el tratamiento SDC redujo los valores de GWP en un 23 % con respecto a LCC y en un 31.8 % con respecto a LCIC, demostrando de nuevo la eficacia de los sistemas de agricultura de conservación con el fin de reducir el calentamiento global (Fangueiro et al., 2017).

En la **Figura 4.32** se representa la contribución de cada gas estudiado en el GWP para los diferentes sistemas de manejo durante los años 2015, 2016, 2017. De forma general, se puede observar como el tipo de riego fue el factor más determinante en cuanto a la contribución de cada gas en el GWP. Así, en los tratamientos aeróbicos, el gas predominante fue el CO<sub>2</sub> con una media para todos los tratamientos durante todo el experimento del 70.6 % seguido del N<sub>2</sub>O con un 29.9 %, siendo por tanto las emisiones de CH<sub>4</sub> residuales o incluso actuando el suelo como sumidero de este último. Sin embargo, estos porcentajes se ven modificados de forma significativa en los tratamientos anaeróbicos, de manera que el CH<sub>4</sub> es gas más determinante bajo este tipo de riego con un 48.5 % seguido del CO<sub>2</sub> con un 42.7 %, y por último, el N<sub>2</sub>O con tan sólo un 8.76 % de contribución al GWP bajo este tipo de riego. Resultados similares fueron observados por Alam et al. (2020), quienes indicaron que a pesar de que el arroz bajo sistemas de riego aeróbico reducen el GWP, este tipo de sistema libera hasta 1.5 veces más N<sub>2</sub>O que el sistema anaeróbico debido a una mayor aireación del suelo, llegando a la conclusión de que no existe un sistema de producción para el cultivo del arroz ideal para todas las circunstancias, sino más bien una gama de estrategias de producción efectivas en función de las diferentes condiciones edafoclimáticas.



**Figura 4.32.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo en la contribución de los gases CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O, en el GWP, a lo largo de los años de estudio.

Un análisis del efecto de los nuevos sistemas de manejo de arroz en el GWP podría estar incompleto si no considera el impacto de dichos sistemas en el rendimiento agronómico. De hecho, es importante tener presente si los sistemas propuestos son sostenibles, medioambiental y económicamente, siendo fundamental mantener los rendimientos agronómicos en niveles aceptables. Por ello, para evaluar de forma global el efecto de los diferentes sistemas de producción sobre el GWP este fue también calculado en base al rendimiento agronómico, como fue recomendado por Van Groenigen et al. (2010).

Durante el primer año de estudio, no se observaron diferencias significativas entre los sistemas de manejo originales, encontrándose los valores de GWPr en el rango de 1.62 y 2.17 kg CO<sub>2</sub> eq kg<sup>-1</sup> en LCI y SD, respectivamente (**Tabla 4.37**). Transcurridos tres años desde la implantación de los manejos, se observó como el sistema de producción bajo técnicas de agricultura de conservación (SD) disminuyó el GWPr un 11 % con respecto a LC y un 13.8 % con respecto a LCI. Por tanto, el sistema de siembra directa bajo condiciones aeróbicas, puede ser una estrategia eficiente en el cultivo del arroz con el objetivo de reducir las emisiones de GEI manteniendo unos niveles de rendimiento agronómicos adecuados. Resultados similares fueron descritos por Fanguerio et al. (2017), en condiciones edafoclimáticas parecidas a las del presente estudio, quienes observaron que el valor de GWPr en el caso del cultivo del arroz bajo siembra directa en condiciones de riego aeróbico fue de 0.933 kg CO<sub>2</sub> eq kg<sup>-1</sup> mientras que en el caso del sistema tradicional (laboreo + riego anaeróbico) fue de 2.76 kg CO<sub>2</sub> eq kg<sup>-1</sup>. De igual modo, Balaine et al. (2019) observaron descensos significativos en el GWPr para el cultivo del arroz bajo sistemas de riegos intermitentes en comparación con el sistema de inundación mediante flujo continuo de agua.

Con respecto al efecto de la aplicación de compost de alperujo, se observó como durante el primer año de estudio (2015, efecto directo) en los tratamientos aeróbicos se produjeron incrementos significativos. Así el GWPr en SDC aumentó con respecto a SD 1.54 veces y en LCC aumentó con respecto a LC 2.05 veces (**Tabla 4.37**). Sin embargo, bajo condiciones de anaerobiosis se



produjo un incremento por un valor de 1.11 veces en LCIC con respecto a LCI, pero dicho incremento no fue significativo. En un meta-análisis realizado por Zhao et al. (2019) tras revisar 230 publicaciones, indicaron como la aplicación de enmiendas orgánicas en el cultivo del arroz podría provocar un incremento medio del 37.3 % en los valores de GWPr. Por ello, si el objetivo es reducir el GWPr, se debe planificar cuidadosamente la transición del cultivo tradicional de arroz hacia los sistemas de riego aeróbico cuando se apliquen enmiendas orgánicas, debido fundamentalmente, al incremento en las emisiones de  $N_2O$ , las cuales podrían quedar compensadas en parte por el descenso en las emisiones de  $CH_4$  (Jiang et al., 2019).

Transcurridos tres años desde la aplicación del compost (efecto residual), el valor de GWPr en los tratamientos que recibieron la enmienda fueron superiores al registrado en los tratamientos originales. Así, el GWPr en SDC aumentó con respecto a SD 1.29 veces y en LCC aumentó con respecto a LC 1.17 veces (**Tabla 4.37**), pero a diferencia del efecto directo, en el efecto residual los incrementos no fueron significativos. En cambio, bajo condiciones de anaerobiosis se produjo un incremento por un valor de 1.41 veces en LCIC con respecto a LCI, siendo dicho incremento significativo a diferencia de lo ocurrido durante el primer año. Estos resultados muestran como, a medio-plazo, la aplicación de residuos orgánicos bajo los sistemas de riego aeróbico muestran menores valores de GWPr en comparación con los sistemas de riego anaeróbico, debido probablemente a diferencias en la mineralización de la materia orgánica procedente de la enmienda. De hecho, el estudio de correlaciones muestra como existe una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) y negativa entre el GWPr y el IH ( $r = -0.317$ ). Por ello, autores como Thangarajan et al. (2013), con el objetivo de reducir GWP, recomiendan utilizar procesos de estabilización, como el compostaje, para transformar los compuestos fácilmente degradables en materia orgánica estable. Además, el descenso en el rendimiento agronómico transcurridos tres años desde la aplicación del compost bajo el sistema de riego anaeróbico (LCIC), debido a un mayor grado de infestación de malas hierbas, influye directamente en los mayores valores de GWPr de este tratamiento.

#### **4.6. Balance de CO<sub>2</sub>**

En la **Tabla 4.38**, se muestra la influencia de los diferentes sistemas de manejos, sobre las cantidades de COT y su evolución a lo largo del periodo de estudio (2015-2017), en los tratamientos sin enmendar para la profundidad de 0 - 10 cm. Estudios previos han demostrado que los sistemas de manejo de conservación, como la siembra directa, incrementan el contenido de carbono orgánico presente en el suelo (Kan et al., 2020; Li et al., 2020b), si bien, en estudios de campo a corto plazo, es a menudo difícil, detectar cambios significativos en este parámetro (Pyle et al., 2017; Ukalska-Jaruga y Smreczak, 2020).

En el primer año de estudio, 2015, año de implantación de los diferentes sistemas de manejo no se observaron diferencias significativas entre ellos, presentando un valor medio de 8.35 g de COT por kg de suelo, valor típico de suelos agrícolas en ambiente mediterráneo (Cardinael et al., 2020). Sin embargo, en el año 2017, se observan diferencias significativas entre los tratamientos (**Tabla 4.38**). Así, el tratamiento SD, presenta un incremento superior del 20.2 % en la cantidad de COT con respecto al tratamiento LCI en el último año.

**Tabla 4.38.** Efecto de los diferentes sistemas de manejo originales sobre el contenido de COT, con influencia del paso del tiempo, a una profundidad de 0-10 cm.

	SD	LC	LCI
<b>2015</b>			
<b>COT (g kg<sup>-1</sup>)</b>	8.23 aA	7.95 aA	8.86 aA
<b>2017</b>			
<b>COT (g kg<sup>-1</sup>)</b>	13.7 bB	13.4 bB	11.4 aAB
<b>Aumento de</b>			
<b>COT</b>	9.18 b	9.15 b	4.26 a
<b>(t ha<sup>-1</sup>)</b>			
<b>CO<sub>2</sub> Total</b>			
<b>Fijado</b>	33.6 b	33.5 b	15.6 a
<b>(t ha<sup>-1</sup>)</b>			

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

El secuestro de carbono en el suelo es el almacenamiento temporal, o liberación controlada que estudiamos en suelos agrícolas, se espera que tengan un gran potencial para la agricultura, y contribuya a mitigar el potencial de calentamiento global para reducir las emisiones agrícolas y aumentando el secuestro de C. Por tanto, en base a los suelos originales (SD, LC y LCI) y la evolución del tiempo de duración del estudio, los incrementos de COT fueron muy superiores significativamente en los sistemas de manejo donde se instauró el riego aeróbico, siendo este incremento un 115 % superior, con respecto al aumento del COT en los suelos con sistema de manejo aneróbico. Autores como Peterson et al. (2013), corroboraron que la evolución de los años para un mismo manejo, tiene un gran impacto en los resultados del ciclo del carbono. También otros autores como Han et al. (2020), demuestran que la aplicación de los restos de cosechas, incluso provenientes de dos cultivos anuales (maíz-arroz) aumentan las concentraciones de COT en los suelos de 0 - 10 cm, no obstante los autores Han et al. (2020) obtienen valores más elevados en los suelos tipo Antrosolos, que los estudiados en nuestros sistemas

de manejo, sin embargo, sus incrementos de COT son inferiores en suelo ( $2.30 \text{ t ha}^{-1}$  en dos años) a los expuestos en la **Tabla 4.38**. Sin embargo, otros estudios recientes concluyen que los cultivos como el maíz y trigo con la utilización de mulching con cobertura de plástico, aumentan el contenido en COT en  $1.20 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Mo et al., 2020).

La fijación neta obtenida, sirvió para corroborar el secuestro de  $\text{CO}_2$  en los suelos agrícolas estudiados, en función del paso de los 3 años de estudio, beneficiándose los tratamientos con adaptación hídrica del cultivo del arroz, en base única, a las necesidades hídricas de evapotranspiración ( $\text{ETc}$ ) del mismo. Por tanto, se refleja en la **Tabla 4.38**, un aumento del  $\text{CO}_2$  fijado en los manejos SD y LC, incorporando una media neta en los dos manejos de  $33.5 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ , motivado por la evolución de los años, condiciones similares a las obtenidas por Fiorini et al. (2020b). En el caso contrario se encuentra el manejo anaeróbico, LCI, que se comportó de una manera ineficiente, lo que tendrá un efecto positivo sobre el  $\text{CO}_2$  en la atmósfera, dado que resultó ser el sistema implantado con un balance negativo en la fijación de carbono en el suelo.

La sostenibilidad generada por la práctica de tratamientos con riegos controlados, basados en el cálculo de la  $\text{ETc}$ , nos lleva a plantear una estimación (**Tabla 4.39**), del posible  $\text{CO}_2$  fijado, concretamente en la implantación del no laboreo (SD), lo cual se plantea, asociar dicha fijación de  $\text{CO}_2$ , conseguida en el manejo SD, con el total de hectáreas utilizadas en España y la Unión Europea, registradas hasta la fecha. Por tanto, debido a que el manejo del suelo agrícola tiene un gran potencial para reducir las emisiones antropogénicas de C, principalmente a través del aumento de carbono orgánico en el suelo, por ello se plantea el cálculo de la fijación de  $\text{CO}_2$  en nuestro sistema de manejo SD, para demostrar que en los suelos destinados al arroz a nivel nacional podríamos llegar a acumular hasta  $1\,766 \text{ kt CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ .

**Tabla 4.39.** Estimación de CO<sub>2</sub> fijado considerando la superficie total dedicada a la explotación de arroz en España y la Unión Europea, en base a los datos del manejo SD.

Tratamiento	Fijación neta (t CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Superficie *actual arroz España (kt CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Superficie *actual arroz Europa (kt CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )
SD	16.8	1 766	7 426

\*Según datos de MAPA, (2020), valores registrados de superficie cultivada de arroz para el año 2018.

#### 4.6.1. Efecto directo y residual del compost de alperujo en el balance de CO<sub>2</sub>

Las diferencias entre los manejos con aplicación de alperujo compostado (SDC, LCC y LCIC) y los suelos originales (SD, LC y LCI), resultó, como era de esperar, un mayor incremento de la materia orgánica el primer año, en los manejos compostados con alperujo, después de aplicar 80 Mg de compost ha<sup>-1</sup> el primer año, la correcta aplicación de la materia orgánica el primer año ayudó a homogeneizar el contenido de COT en el suelo, tanto es así, que como indica la **Tabla 4.40**, no existen diferencias significativas en los valores de COT en el año 2015 para los manejos SDC, LCC y LCIC.

**Tabla 4.40.** Efecto del contenido de COT, con influencia del paso del tiempo en los diferentes manejos sin enmendar, a una profundidad de 0-10 cm.

	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
<b>2015</b>						
<b>COT (g kg<sup>-1</sup>)</b>	8.23 aA	21.9 bB	7.95 aA	22.1 bA	8.86 aA	22.2 bA
<b>2017</b>						
<b>COT (g kg<sup>-1</sup>)</b>	13.7 aB	20.9 bB	13.4 aB	20.8 bA	11.4 aAB	22.3 bA
	<b>SDC-SD</b>		<b>LCC-LC</b>		<b>LCIC-LCI</b>	
<b>CO<sub>2</sub> Fijado</b>						
<b>2015</b>	84.0		87.0		82.0	
<b>(t ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>)</b>						
<b>CO<sub>2</sub> Fijado</b>						
<b>2017</b>	44.3		45.5		67.0	
<b>(t ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>)</b>						

Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre años dentro de un mismo tratamiento y entre tratamientos dentro de un mismo año, respectivamente.

Como indica la **Tabla 4.40**, en cuanto a las diferencias existentes en 2015 entre los manejos enmendados y los suelos originales, no se observó diferencia significativa en el CO<sub>2</sub> fijado, esto puede ser debido a la gran homogeneización a la hora de aplicar el alperujo compostado, como ya discutimos anteriormente. Sin embargo, en el último año 2017, se obtuvo un mayor valor de CO<sub>2</sub> fijado en la condición de riego anaeróbica, lo que supuso un 33 % del total de CO<sub>2</sub> fijado en los mismos. Esto podría ocurrir debido al bajo aumento del contenido de COT en el manejo original LCI, siendo solo un incremento de 2.54 g kg<sup>-1</sup>, cuando el resto de los manejos aeróbicos originales se encuentran en valores de incremento de 5.45 g kg<sup>-1</sup>, por lo tanto, el bajo contenido de COT acumulado en el manejo original LCI, y la estable concentración de COT, en el manejo enmendado LCIC, con referencia al paso de los 2 años, podrían ser los factores que originaron una mayor concentración de CO<sub>2</sub> presentes en los

suelos anaeróbicos por año, con lo cual la escasa mineralización del COT en estos regímenes anaeróbicos, estaría detrás de todo el proceso de fijación de CO<sub>2</sub>.









---

## 5. Conclusiones

---

1. A medio plazo, el sistema aeróbico del cultivo del arroz en combinación con la técnica de siembra directa provocó mejoras significativas en propiedades físicas, físico-químicas y biológicas de los suelos.
2. La aplicación de compost de alperujo como enmienda orgánica tanto en su efecto directo como residual, mejoró las propiedades físicas, físico-químicas y biológicas de los suelos, siendo por tanto una alternativa eficaz para la eliminación de este residuo agroindustrial.
3. A corto y medio plazo los valores de rendimiento agronómico entre los sistemas aeróbicos y anaeróbicos del cultivo del arroz fueron similares entre sí, pero con un ahorro del agua aplicada bajo riego aeróbico del 40 % con respecto al anaeróbico, de media a lo largo de todo el estudio.
4. A corto plazo, la aplicación de compost de alperujo como enmienda orgánica no causó cambios destacables en los niveles de rendimiento agronómico. Sin embargo, a medio plazo el rendimiento agronómico aumentó bajo condiciones aeróbicas en combinación con técnicas de laboreo convencional, siendo la calidad de la materia orgánica junto con la compactación del suelo y el control de las malas hierbas, factores determinantes en el rendimiento del cultivo.
5. El cultivo aeróbico del arroz, independientemente del tipo de laboreo, incrementó la productividad del agua en comparación con el sistema anaeróbico; siendo factores claves en el uso eficiente del agua de riego, el contenido en materia orgánica del suelo, y especialmente, el de las sustancias húmicas.
6. Los diferentes sistemas de manejo afectaron a la seguridad y calidad alimentaria del grano de arroz. Independientemente del tipo de laboreo, el sistema aeróbico disminuyó la concentración de arsénico en el

grano, pero favoreció la presencia de cadmio. No obstante, tanto en su efecto directo como residual, la aplicación de compost de alperujo disminuyó los niveles de cadmio en el grano de arroz, mejorando por tanto su seguridad y calidad.

7. A medio plazo, el sistema aeróbico con aplicación de compost de alperujo en combinación con técnicas de laboreo convencional fue el manejo más rentable, presentando el mayor margen neto. Por tanto, el sistema aeróbico junto con la aplicación de enmienda orgánica, además de garantizar la sostenibilidad del cultivo desde un punto de vista medioambiental, puede ser una alternativa viable económicamente.

8. Los diferentes sistemas de manejo del cultivo del arroz afectaron a los flujos de emisión de gases de efecto invernadero, aunque de forma diferente en función del tipo de gas.

9. A medio plazo, los menores flujos de emisión de CO<sub>2</sub> fueron observados bajo el sistema aeróbico del cultivo del arroz en combinación con la técnica de siembra directa, siendo las técnicas de laboreo del suelo un factor principal en las emisiones de este gas.

10. La aplicación de compost de alperujo en su efecto directo provocó un aumento en las emisiones de CO<sub>2</sub> bajo los sistemas aeróbicos del cultivo del arroz. No obstante, este efecto puede ser temporal, pues a medio plazo solo se observaron incrementos destacables bajo el sistema aeróbico del cultivo del arroz en combinación con técnicas de laboreo convencional.

11. En los sistemas aeróbicos del cultivo del arroz, independientemente del tipo de laboreo y de la aplicación o no de enmienda orgánica, las emisiones de CH<sub>4</sub> son insignificantes, produciéndose incluso fijación de este gas por el suelo bajo estos sistemas. Sin embargo, en los sistemas anaeróbicos se producen importantes flujos de emisión de dicho gas, siendo por tanto, el tipo de riego el factor principal en las emisiones de CH<sub>4</sub>.

12. Los mayores flujos de emisión de  $N_2O$  se produjeron en los sistemas aeróbicos del cultivo de arroz, especialmente bajo condiciones de laboreo convencional, obteniendo los mayores picos de emisión tras los abonados nitrogenados de cobertera.

13. La aplicación de compost de alperujo como enmienda orgánica, incrementó los flujos de emisión de  $N_2O$ , existiendo diferencias entre el efecto directo y residual en función del sistema de manejo. Así, en el efecto directo, los mayores incrementos fueron observados en los sistemas aeróbicos, mientras en el efecto residual se produjeron en el sistema anaeróbico, debido probablemente, a diferencias en la tasa de mineralización de la enmienda orgánica entre ambos sistemas de manejo.

14. A medio plazo, el sistema de riego aeróbico del cultivo del arroz en combinación con la técnica de siembra directa presentó los menores valores de potencial de calentamiento global y potencial de calentamiento global en base al rendimiento agronómico del cultivo. Por tanto, se trata de una estrategia eficiente para minimizar las emisiones de gases de efecto invernadero manteniendo unos niveles de producción adecuados.

15. La aplicación de compost de alperujo como enmienda orgánica en los suelos de arroz, podría ser considerada una práctica de gestión útil para combatir el calentamiento global, al potenciar el secuestro del carbono en el suelo tanto en su efecto directo como residual.

Por todo ello, bajo las condiciones edafoclimáticas de las Vegas Bajas del Guadiana (Extremadura), el sistema aeróbico del cultivo del arroz junto con la aplicación de compost de alperujo mejoran la calidad de los suelos, además de ser una alternativa viable para la producción de arroz bajo ambiente mediterráneo, aumentando la eficacia del agua empleada, y mejorando la seguridad y calidad alimentaria del grano. Por otro lado, el sistema aeróbico en combinación con la técnica de siembra directa se trata de una alternativa eficiente para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero en el

cultivo del arroz, que junto con el secuestro del carbono en el suelo tras la aplicación del compost de alperujo, hacen que sea una estrategia eficaz para combatir el calentamiento global.







---

## **6. Bibliografía**

---

- Abu-Rumman, G. 2016. Effect of olive mill solid waste on soil physical properties. *International Journal of Soil Science*. 11, 94-101.
- Adriano, D.C., 2013. *Trace Elements in the Terrestrial Environment*. Springer Science & Business Media. 533.
- Afzalnia, S., Zabihi, J. 2014. Soil compaction variation during corn growing season under conservation tillage. *Soil and Tillage Research*. 137, 1-6.
- Aguilar, M., Navarro, L., García, J.M. 2007. Estudio agroeconómico del cultivo del arroz bajo producción integrada en las marismas del Guadalquivir. *Consejería de Agricultura y Pesca Pesca (Ed.), Junta de Andalucía, Sevilla, España*.
- Ahmadikhah, A., Khosravi, V. 2018. Rice grain quality as affected by blast-causing agent (*Pyricularia oryzae*) along with a molecular analysis of blast resistance at Pi5 and Pi-ta loci. *Australian Journal of Crop Science*. 12, 870-877.
- Ahmed, W., Qaswar, M., Jing, H., Wenjun, D., Geng, S., Kailou, L., Ying, M., Ao, T., Mei, S., Chao, L., Yongmei, X., Ali, S., Normatov, Y., Mehmood, S., Khan, M.N., Huimin, Z. 2020. Tillage practices improve rice yield and soil phosphorus fractions in two typical paddy soils. *Journal of Soils and Sediments*. 20, 850-861.
- AICA. Agencia de información y control alimentarios. 2020.
- Akkari, H., Talbert, R.E., Ferguson, J.E., Gilmour, J.T., Khodayari, K. 1986. Herbicides and seeding rate effect on sprinkler-irrigated rice. *Agronomy Journal*. 78, 927-929.
- Al-Kaisi, M.M., Yin, X. 2005. Tillage and crop residue effects on soil carbon and carbon dioxide emission in corn-soybean rotations. *Journal of Environmental Quality*. 34, 437-445.

- Alam, K., Bell, R.W., Hasanuzzaman, M., Salahin, N., Rashid, M.H., Akter, N., Akhter, S., Islam, M.S., Islam, S., Naznin, S., Anik, M.F.A., Mosiur Rahman Bhuyin Apu, M., Saif, H.B., Alam, M.J., and , Khatun, F. 2020. Rice (*Oryza sativa* L.) Establishment Techniques and Their Implications for Soil Properties, Global Warming Potential Mitigation and Crop Yields. *Review*. 10, 888.
- Albadalejo, J., Castillo, V. y Díaz, E. 2000. Soil loss and runoff on semiarid land as amended with urban solid refuse. *Land Degradation and Development*. 11, 363-373.
- Alburquerque, J.A., Bautista-Carrascosa, I., Lidón, A., García-de-la-Fuente, R., Girbent, J., Abad, M., Cegarra, J. 2009b. Co-composting an animal fatty-proteinaceous waste with a solid lignocellulosic by-product from the olive oil industry ('alperujo'). *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 84, 918-926.
- Alburquerque, J.A., González, J., García, D., Cegarra, J. 2004. Agrochemical characterisation of "alperujo", a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. *Bioresource Technology* 91, 195-200.
- Alburquerque, J.A., González, J., Tortosa, G., Baddi, G.A., Cegarra, J. 2009a. Evaluation of "alperujo" composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation*. 20, 257-270.
- Alguacil, M.M., Díaz-Pereira, E., Caravaca, F., Fernández, D.A., Roldán, A. 2009. Increased diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a long-term field experiment via application of organic amendments to a semiarid degraded soil *Applied and Environmental Microbiology*. 75, 4254-4263.
- Ali, M.A., Lee, C.H., Lee, Y.B., Kim, P.J. 2009. Silicate fertilization in no-tillage rice farming for mitigation of methane emission and increasing rice productivity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132, 16-22.
- Ali, W., Mao, K., Zhang, H., Junaid, M., Xu, N., Rasool, A., Feng, X., Yang, Z. 2020. Comprehensive review of the basic chemical behaviours, sources,

- processes, and endpoints of trace element contamination in paddy soil-rice systems in rice-growing countries. *Journal of Hazardous Materials*. 397, 122720.
- Ali, W., Mushtaq, N., Javed, T., Zhang, H., Ali, K., Rasool, A., Farooqi, A. 2019. Vertical mixing with return irrigation water the cause of arsenic enrichment in groundwater of district Larkana Sindh, Pakistan. *Environmental Pollution*. 245, 77-88.
- Allison, L.E. 1973. Oversaturation method for preparing saturation extract for salinity appraisal. *Soil Science*. 116, 65-69.
- Almendro-Candel, M.B., Navarro-Pedreño, J., Meléndez-Pastor, I., Córdoba-Sola, P., Gómez-Lucas, I. 2006. Materia orgánica y movilidad de nitrógeno y potasio en un antrosol del sureste español (Alicante) enmendado con lodo de depuradora. 13, 151-160.
- Álvarez R., Álvarez C. 2000. Soil organic matter pools and their association with carbon mineralization kinetics. *Soil Sciences Society of America Journal*. 64. 184-189.
- Álvarez, J., Sánchez, A. 2002. El tratamiento de los residuos procedentes del olivar y su aplicación como abonado orgánico en agricultura ecológica. *Jornadas de investigación y transferencia tecnológica al sector oleícola. Ecoliva*. 2007.
- Amela, F.A., Vallejo-Cabrera, F, A., Martínez, C. P., Borrero, J.C. 2008. Genetic parameters of panicle length in rice crop. *Acta Agronómica*. 57, 233-240.
- Anastasic, C., Dowding, M., Simpson, V.J. 1992. Future CH<sub>4</sub> emission from rice production. *Journal Geophysical Research*. 97, 7521-7525.
- Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Levizou, E., Shahid, M., Niazi, N.K., Vithanage, M., Ok, Y.S., Bolan, N., Rinklebe, J. 2019. A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: Are they protective concerning health risk assessment? - A review. *Environment International*. 127, 819-847.

- Andreu, O. 2008. Evaluación de riesgos ambientales del uso de plaguicidas empleados en el cultivo del arroz en el Parque Natural de La Albufera de Valencia. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Departamento de Biotecnología. Valencia, España.
- Akinbile, C.O., Akinlade, G.M., Abolude, A.T. 2015. Trend analysis in climatic variables and impacts on rice yield in Nigeria. *Journal of Water and Climate Change*. 6, 534-543.
- Arao, T., Kawasaki, A., Baba, K., Mori, S., Matsumoto, S. 2009. Effects of water management on cadmium and arsenic accumulation and dimethylarsinic acid concentrations in Japanese rice. *Environmental Science Technology*. 43, 9361-9367.
- Arf, O., Rodrigues, R.A.F., Crusciol, C.A.C., Sá, M.E., Buzetti, S. 2003. Soil management and nitrogen fertilization for sprinkler-irrigated upland rice cultivars. *Scientia Agricola*. 60, 345-352.
- Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., Simal-Gandara, J., Mejuto, J.C., García-Rio, L. 2008. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 123, 247-260.
- Arif, M.S., Riaz, M., Shahzad, S.M., Yasmeen, T., Ashraf, M., Siddique, M., Mubarik, M.S., Bragazza, L., Buttler, A. 2018. Fresh and composted industrial sludge restore soil functions in surface soil of degraded agricultural land. *Science of the total Environment*. 620, 517-527.
- Aulakh, M.S., Wassmann, R., Renneberg, H. 2000. Methane emissions from rice fields quantification, mechanisms, role of management and mitigation options. *Advances in Agronomy*. 70, 193-260.
- Balaine, N., Carrijo, D.R., Adviento-Borbe, M.A., Linquist, B. 2019. Greenhouse Gases from Irrigated Rice Systems under Varying Severity of Alternate-Wetting and Drying Irrigation. *Soil Science Society of America Journal*. 83, 1533-1541.

- Balasooriya, W.K., Huygens, D., Rajapaksha, R.M.C.P., Boeckx, P. 2016. Effect of rice variety and fertilizer type on the active microbial community structure in tropical paddy fields in Sri Lanka. *Geoderma*. 265, 87-95.
- Baltazar, A.M., De Datta, S.K. 1992. Weed management in rice. *Weed Abstracts*. 41, 495-508.
- Balesdent J., Chenu C., Balabane M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research*. 53, 215-230.
- Baratella, V., Renzaglia, M., Trinchera, A. 2015. Chemical characterization of soil organic profiles for assessing the European morphogenetic reference base of humus forms in Mediterranean environments. *Rendiconti Lincei*. 26, 461-472.
- Barker, R., Dawe, D., Tuong, T.P., Bhuiyan, S.I., Guerra, L.C. 1999. The outlook for water resources in the year 2020: challenges for research on water management in rice production, **in:** FAO (Ed.), *Assesment and orientation towards the 21st century*, El Cairo, Egypt. pp. 96-109.
- Barreto, C., Rozas, M.A., López-Piñeiro, A., Rato Nunes, J.M., García Navarro, A. 2000. Efectos de la aplicación de residuos de almazara en el fósforo asimilable y otras propiedades edáficas de un olivar en regadío. *Edafología*. 7, 29-38.
- Barton, L., Gleeson, D.B., Maccarone, L.D., Zúñiga, L.P., Murphy, D.V. 2013. Is liming soil a strategy for mitigating nitrous oxide emissions from semi-arid soils? *Soil Biology and Biochemistry*. 62, 28-35.
- Bayer, C., Zschornack, T., Pedroso, G.M., da Rosa, C.M., Camargo, E.S., Boemi, M., Marcolin, E., dos Reis, C.E.S., dos Santos, D.C. 2015. A seven-year study on the effects of fall soil tillage on yield-scaled greenhouse gas emission from flood irrigated rice in a humid subtropical climate. *Soil and Tillage Research*. 145, 118-125.
- Becerra, D. Evaluación de diferentes sistemas productivos en el cultivo del arroz: Efectos en la dinámica de los herbicidas Bentazona y MCPA, y

- sobre las emisiones de gases de efecto invernadero. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura, Escuela de Ingenierías Agrarias, Departamento de Ingeniería del medio Agronómico y Forestal. Extremadura, España.
- Belaqziz, M., El-Abbassi, A., Lakhal, E.K., Agrafioti, E., Galanakis, C.M. 2016. Agronomic application of olive mill wastewater: effects on maize production and soil properties. *Journal of Environmental Management*. 171, 158-165.
- Benítez, E., Melgar, R., Sainz, H., Gómez, M., Nogales, R., 2000. Enzyme activities in the rhizosphere of pepper (*Capsicum annum*, L.) grown with olive cake mulches. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 1829-1835.
- Benito, A., Sombrero, A., Escribano, C. 1999. The effect of conservation tillage on soil properties. *Agricultura, Revista Agropecuaria*. 68, 538-541.
- Berger, S., Jang, I., Seo, J., Kang, H., Gebauer, G. 2013. A record of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions and underlying soil processes of Korean rice paddies as affected by different water management practices. *Biogeochemistry*. 115, 317-332.
- Bhagat, R.M., Bhuiyan, S.I., Moody, K. 1996. Water, tillage and weed interactions in lowland tropical rice: a review. *Agricultural Water Management*. 31, 165-184.
- Bhuyan, M.H.M., Ferdousi, M.R., Iqbal, M.T. 2014. Increasing yield and agronomic efficiency of boro rice (*Oryza sativa*) by fertigation with bed planting compared with conventional planting. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*. 7, 34-47.
- Bingham, F.T., Page, A.L., Mahler, R.J., Ganje, T.J. 1976. Cadmium availability to rice in sludge-amended soil under "flood" and "nonflood" culture. *Soil Science Society of America Journal*, 40, 715-719.
- Blanco-Moure N., García R., Blesa A., López M. 2011. Long-Term effect of No-Tillage on soil organic matter fractions in rainfed Aragon (NE Spain). *Spanish Journal of Soil Science*. 1. 116-121.

- Blanco, O. 2014. Agronomía del cultivo del arroz en riego por aspersión: variedades, riego, fertilización y control de malas hierbas. Tesis Doctoral. Universidad de Lleida, Escuela Referencias Bibliográficas 276 Tesis Doctoral. Técnica Superior de Ingeniería Agraria, Departamento de Producción Vegetal y Ciencia Forestal. Cataluña, España.
- Bolan, N.S., Horne, D.J., Currie, L.D. 2004. Growth and chemical composition of legume-based pasture irrigated with dairy farm effluent. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. 47, 85-93.
- Bolan, N., Kunhikrishnan, A., Thangarajan, R., Kumpiene, J., Park, J., Makino, T., Kirkham, M.B., Scheckel, K. 2014. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils–To mobilize or to immobilize? *Journal of Hazardous Materials*. 266, 141-166.
- Borch, T., Kretzschmar, R., Kappler, A., Van Cappellen, P., Ginder-Vogel, M., Voegelin, A. 2010. Biogeochemical redox processes and their impact on contaminant dynamics. *Environmental Science Technology*. 44, 15-23.
- Bouda, P.S., Hien, E., Some, D., Maiga, Y., Kambiré, H., Dioma, A., Nazaret, S., Ouattara, A.S. 2018. Soil properties on farmers' fields amended with untreated solid urban wastes in Ouagadougou Peri-urban Area, Burkina Faso. 36, 722-732.
- Bouman, B.A.M., Lampayan, R.M., Tuong, T.P. 2007. Water management in irrigated rice: coping with water scarcity. International Rice Research Institute (IRRI), Los Baños, Philippines.
- Box, G.E. 1954. Some theorems in quadratic forms applied in the study of analysis of variance problems II: Effects of inequality of variance and correlation between errors in the two -way classification. *The Annals of Mathematical Statistics*. 1, 69-82.
- Bueno C.S., Lafarge T. 2009. Higher crop performance of rice hybrids than of elite inbreds in the tropics. *Field Crops Research*. 112, 229-237.
- Busi, R., Vidotto, F., Fischer, A.J., Osuna, M.D., De prado, R.m Ferrero, A. 2006. Patters of resistance to ALS herbicides in smallflower umbrellasedge

- (*Cyperus difformis*) and ricefield bulrush (*Schoenoplectus mucronatus*). Weed Technology. 20, 1004-1014.
- Bradford, J.M. 1986. Penetrability, in: A. Klute (Ed.), Methods of soil analysis part 1. Physical and mineralogical methods. pp. 468-471.
- Bremner, J.M., Mulvaney, C.S. 1982. Nitrogen-Total. Methods of Soil Analysis. Soil Science Society of America, Special Publication. 9, 595-624.
- Brouder, S.M., Gomez-Macpherson, H. 2014. The impact of conservation agriculture on smallholder agricultural yields: A scoping review of the evidence. Agriculture, Ecosystems and Environment. 187, 11-32.
- Brunetti, G., Plaza, C., Senesi, N. 2005. Olive pomace amendment in Mediterranean conditions: Effect on soil and humic acid properties and wheat (*Triticum turgidum* L.) yield. Journal of Agricultural and Food Chemistry. 53, 6730-6737.
- Brunetti, G., Senesi, N., Plaza, C., 2007. Effects of amendment with treated and untreated olive oil mill wastewaters on soil properties, soil humic substances and wheat yield. Geoderma. 138, 144-152.
- Bruckman, V., Terada, T., Uzun, B., Apaydin-Arol, E., Liu, J. 2015. Biochar for climate change mitigation: Tracing the in-situ priming effect on a forest site. Energy Procedia. 76, 381-387.
- Caballero, P., De Miguel, M.D., Julia, J.F. 1991. Costes y precios en horticultura. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España.
- Cabrera, A., Cox, L., Spokas, K., Hermosín, M.C., Cornejo, J., Koskinen, W.C. 2014. Influence of biochar amendments on the sorption-desorption of aminocyclopyrachlor, bentazone and pyraclostrobin pesticides to an agricultural soil. Science of The Total Environment 470-471, 438-443.
- Cai, L., Xu, Z., Bao, P., He, M., Dou, L., Chen, L. 2015. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and source of arsenic and heavy metals in the agricultural soils in Shunde, Southeast China. Journal of Geochemical Exploration. 148, 189-195.



- Cañero, A.I., Becerra, D., Cornejo, J., Hermosín, M.C., Albarrán, A., López-Piñero, A., Cox, L. 2012. Transformation of organic wastes in soil: Effect on bentazone behaviour. *Science of the total Environment*. 433, 198-205.
- Cao, F., Imrul, M., Weite Z., Feibo, W. 2013. Genotypic and environmental variation of heavy metal concentrations in rice grains, *Journal of Food, Agriculture and Environment*. 11, 718-724.
- Cao, F., Wang, R., Cheng, W., Zeng, F., Ahmed, I.M., Hu, X., Zhang, G., Wu, F. 2014. Genotypic and environmental variation in cadmium, chromium, lead and copper in rice and approaches for reducing the accumulation. *Science. Total Environment*. 496, 275-281.
- Capri, E., Cavanna, S., Trevisan, M. 1999. Ground and surface water bodies contamination by pesticide use in paddy fields, **in:** *Proceedings of the workshop on environmental risk parameters for use of plant protection products in rice*, Cremona, Italy. pp. 48-71.
- Carabias-Martínez, R., Rodríguez-Gonzalo, E., Fernández-Laespada, M.E., Seronero, L., San Román, F.J. 2003. Evolution over time of the agricultural pollution of waters in an area of Salamanca and Zamora (Spain). *Water Research*. 37, 928-938.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Guenet, B., Girardin, C., Cozzi, T., Pouteau, V., Chenu, C. 2020. Organic carbon decomposition rates with depth and contribution of inorganic carbon to CO<sub>2</sub> emissions under a Mediterranean agroforestry system. *European Journal of Soil Science*. 71, 909-923.
- Carusso, J.A, Klaue, B. Michalke, B, Rocke, D.M. 2003. Group assessment: elemental speciation. *Ecotoxonomy Environmental Safe*. 56, 32-44.
- Castellano, M.J., Archontoulis, S.V., Helmers, J.M., Poffenbarger, J.H., Six, J. 2019. Sustainable intensification of agricultural drainage. *Nature Sustainability*. 2, 914-921.

- Castellanos, J.Z. 2014. Manual de Interpretación de Análisis de Suelos y Aguas. Segunda edición. Intagri, S.C. Guanajuato, México. 226 p.
- Cavero, J., Zaragoza, C., Cirujeda, A., Anzalone, A., Faci, J.M., Blanco, O. 2011. Selectivity and weed control efficacy of some herbicides applied to sprinkler irrigated rice (*Oryza sativa* L.). Spanish Journal of Agricultural Research. 9, 597-605.
- Cayuela, M.L., Mondini, C., Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A. 2008. Chemical properties and hydrolytic enzyme activities for the characterisation of twophase olive mill wastes composting. Bioresource Technology. 99, 4255-4262.
- Chatzistathis, T., Koutsos, T. 2017. Olive mill wastewater as a source of organic matter, water and nutrients for restoration of degraded soils and for crops managed with sustainable systems. Agricultural Water Management. 190, 55-64.
- Chauhan, B.S. 2013. Effect of tillage systems, seeding rates, and herbicides on weed growth and grain yield in dry-seeded rice systems in the Philippines. Crop protection. 54, 244-250.
- Chauhan, B.S., Abugho, S.B. 2013. Effects of water regime, nitrogen fertilization, and rice plant density on growth and reproduction of lowland weed *Echinochloa crus-galli*. Crop Protection. 54, 142-147.
- Chauhan, B.S., Johnson, D.E. 2011. Row spacing and weed control timing affect yield of aerobic rice. Field Crops Research. 121, 226-231.
- Chen, D., Yuan, L., Liu, Y., Ji, J., Hou, H. 2017. Long-term application of manures plus chemical fertilizers sustained high rice yield and improved soil chemical and bacterial properties. European Journal of Agronomy. 90, 34-42.
- Chen, J., Sun, X., Zheng, J., Zhang, X., Liu, X., Bian, R., Li, L., Cheng, K., Zheng, J., Pan, G. 2018. Biochar amendment changes temperature sensitivity of soil respiration and composition of microbial communities 3 years after

- incorporation in an organic carbon-poor dry cropland soil. *Biology Fertilisation Soils*. 54, 175-188.
- Chen, Z., Yang, X., Song, W., Khan, A., Najeeb, U., Li, P., Cao, C. 2020. Water-saving cultivation plus super rice hybrid genotype improves water productivity and yield. *Agronomy Journal*. 112, 1764-1777.
- Cheng, W., Zhang, G., Yao, H., Wu, W., Xu, M. 2006. Genotypic and environmental variation in cadmium, chromium, arsenic, nickel, and lead concentrations in rice grains. *Journal of Zhejiang University-Science B*. 7, 565-571.
- Codex Alimentarius Commission of Food and Agriculture Organization. 2006. Report of the 29<sup>th</sup> Session of the Codex Alimentarius Commission. Rome: Codex Alimentarius Commission.
- Costantini, E.A.C., Antichi, D., Almagro, M., Hedlund, K., Sarno, G., Virto, I. 2020. Local adaptation strategies to increase or maintain soil organic carbon content under arable farming in Europe: Inspirational ideas for setting operational groups within the European innovation partnership. *Journal of Rural Studies*. 79, 102-115.
- Criquet, S., Braud, A. 2008. Effects of organic and mineral amendments on available P and phosphatase activities in a degraded Mediterranean soil under short-term incubation experiment. *Soil and Tillage Research*. 98, 164-174
- Crusciol, C.A.C., Arf, O., Soratto, R.D., Mateus, G.P. 2008. Grain quality of upland rice cultivars in response to cropping systems in the Brazilian tropical Savanna. *Scientia Agricola*. 65, 468-473.
- Crusciol, C.A.C., Arf, O., Soratto, R.D., Rodrigues, R.A.F., Machado, J.R. 2003. Sprinkler irrigation management strategies as a function of "Kc" and mineral fertilization on upland rice crop. *Bragantia*. 62, 465-475.
- Cui, S.Y., Xue, J.F., Chen, F., Tang, W.G., Zhang, H.L., Lal, R., 2014. Tillage effects on nitrogen leaching and nitrous oxide emission from double-cropped paddy fields. *Agron. J*. 106, 15-23.

- Dambreville, C., Hénault, C., Bizouard, F., Morvan, T., Chaussod, R., Germon, J.-C. 2006. Compared effects of long-term pig slurry applications and mineral fertilization on soil denitrification and its end products ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$ ). *Biology and Fertility of Soils*. 42, 490-500.
- Das, A., Layek, J., Ramkrushna, G.I., Rangappa, K., Lal, R., Ghosh, P.K., Choudhury, B.U., Mandal, S., Ngangom, B., Dey, U., Prakash, N. 2019. Effects of tillage and rice residue management practices on lentil root architecture, productivity and soil properties in India's Lower Himalayas. *Soil and Tillage Research*. 194, 104313.
- Dardel, F., Ragusa, S., Lazennec, C., Blanquet, S., Meinel, T. 1998. Solution structure of nickel-peptide deformylase. *Journal of Molecular Biology*. 280, 501-513.
- Datta, A., Nayak, D.R., Sinhababu, D.P., Adhya, T.K. 2009. Methane and nitrous oxide emissions from an integrated rainfed rice-fish farming system of Eastern India. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129, 228-237.
- Dawar, K., Zaman, M., Rowarth, J., Blennerhassett, J., Turnbull, N. 2011. Urea hydrolysis and lateral and vertical movement in the soil: effects of urease inhibitor and irrigation. *inhibitor and irrigation. Biology Fertilisation Soils*, 47, 139-146.
- De Datta, S.K., Baltazar, A.M. 1996. Weed Control Technology as a Component of Rice Production Systems, *in*: B. Auld and K. U. Kim (Eds.), *Weed Management in Rice*, FAO. 25-52.
- De la Horra, A.M., Conti, M.E., Palma, R.M. 2001. Effect of tillage systems on soil b-glucosidase activity. *Informacion Tecnologica*. 12, 3-6.
- De Lima, M.A., Pazianotto, R.A.A., Villela, O.V., Paraíba, L.C. 2018. Variation of methane emission from a paddy field in Brazilian southeast. *Ciencia Rural*. 48. e20170054.
- De Sanctis, G., Roggero, P., Seddaiu, G., Orsini, R., Porter, C., Jones J. 2012. Long-term no tillage increased soil organic carbon content of rain-fed

- cereal systems in a Mediterranean area. *European Journal of Agronomy*. 40, 18-27.
- Denef, K., Zotarelli, Z., Boddey, R.M., Six J. 2007. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two oxisols. *Soil Biology and Biochemistry*. 39, 1165-1172.
- Devkota, J., Schlachter, H., Anand, C., Phillips, R., Apul, D. 2013. Development and application of EEAST: A life cycle based model for use of harvested rainwater and composting toilets in buildings.. *Journal of Environmental Management*. 130, 397-404.
- Dharmappa, P.M., Doddaraju, P., Malagondanahalli, M.V., Rangappa, R.B., Mallikarjuna, N.M., Rajendrareddy, S.H., Ramanjinappa, R., Mavinahalli, R.P., Prasad, T.G., Udayakumar, M., Sheshshayee, S.M. 2019. Introgression of Root and Water Use Efficiency Traits Enhances Water Productivity: An Evidence for Physiological Breeding in Rice (*Oryza sativa* L.). *Rice*. 12, 14.
- Domínguez, V., Irisarri, P., Gonnet, S. 2007. Emisiones de óxido nitroso por suelos cultivados con arroz: efecto de un inhibidor de la nitrificación. *Agrociencia*. 11, 50-57.
- Dubey, S.K. 2005. Microbial ecology of methane emission in rice agroecosystem: A review. *Applied Ecology and Environmental Research*. 3, 1-27.
- Du Laing, G., Rinklebe, J., Vandecasteele, B., Meers, E., Tack, F.M. 2009. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review. *Science Total Environmental* 407, 3972-3985.
- Eckard, R.J., Grainger, C., de Klein, C.A.M. 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science*. 130, 47-56.

- Eden, M., Gerke, H. H., Houot, S. 2017. Organic waste recycling in agriculture and related effects on soil water retention and plant available water: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. 37, 11.
- EEA. European Environmental Agency. 2020. The European Environment. State and Outlook. <http://www.eea.europa.eu/soer.com>.
- EFSA. European Food Safety Authority, 2009 Scientific opinion on arsenic in food, *EFSA J* 7 (10), 1351. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2009.1351>.
- EFSA. European Food Safety Authority, 2014. Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of chromium in food and drinking water. *EFSA Journal* 2014;12(3):3595. DOI: 10.2903/j.efsa.2014.3595.
- EFSA. European Food Safety Authority, 2015. Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of nickel in food and drinking water. *EFSA Journal*. 13 (2), 4002 DOI: 10.2903/j.efsa.2015.4002.
- Ehsan, M., Barakat, M., Husein, D.Z., Ismail, S. 2014. Immobilization of Ni and Cd in soil by biochar derived from unfertilized dates. *Water Air Soil Pollution*. 225, 2123.
- Estorninos, L.E., Moody, K. 1982. The effect of plant spacing on weed control in transplanted rice (*Oryza sativa*). *Journal of Weed Sciences*. 10, 77-89.
- European Commission. 2020. Rice. Market data on production, price and trade for different rice types and stages of the production chain (paddy, husked, semi-milled and milled).
- Fageira, N.K., Baligar, V.C. 2005. Enhancing nitrogen use efficiency in crop plants. *Advances in Agronomy*. 88, 97-185.
- Fang, H.J., Yang, X.M., Zhang, X.P. 2003. The progress of study on soil organic carbon dynamics in cropland. *Chinese journal of soil science*. 34, 562-568.
- Fangueiro, D., Becerra, D., Albarrán, A., Peña, D., Sánchez-Llerena, J., Rato-Nunes, J.M., López-Piñeiro, A. 2017. Effect of tillage and water

management on GHG emissions from Mediterranean rice growing ecosystems. 150, 303-312.

FAO. 2003. Guía para identificar las limitaciones de campo en la producción de arroz. Comisión internacional del arroz. Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la ganadería. Roma. ISBN 92-5-304684-8.

FAO. 2004. Rice is life, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAO. 2005. El futuro del arroz. Revista Enfoques. Dpto. Agricultura, Bioseguridad, Nutrición y Protección del Consumidor (AG) – FAO. <http://www.fao.org/ag/esp/revista/0512sp2.htm>.

FAO. 2006. Guidelines for soil description, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. [ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/guidel\\_soil\\_descr.pdf](ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/guidel_soil_descr.pdf).

FAO. 2009. la agricultura mundial en la perspectiva del año 2050. Roma

FAO. 2014. Agricultura de conservación, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAO. 2015. Estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAO. 2017. FAO specifications and evaluations for plant protection products, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAO. 2018a. Concerns about rice production practices, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAO. 2018b. The Global Framework on Water Scarcity in Agriculture. , Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAOSTAT. 2015. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

- FAOSTAT. 2020. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/faostat/es/#data/GT>. Consultado 13/03/2020.
- Farooq, M., M., Siddique, K.H.M., Rehman, H., Aziz, T., Lee, D., Wahid, A. 2011. Rice direct seeding: Experiences, challenges and opportunities. *Soil & Tillage Research*. 111, 87-98.
- Feng, J., Chen, C., Zhang, Y., Song, Z., Deng, A., Zheng, C., Zhang, W. 2013. Impacts of cropping practices on yield-scaled greenhouse gas emissions from rice fields in China: a meta-analysis. *Agriculture Ecosystem Environmental*. 164, 220-228.
- Fernández-Bayo, J.D., Nogales, R., Romero, E. 2009. Assessment of three vermicomposts as organic amendments used to enhance diuron sorption in soils with low organic carbon content. *European Journal of Soil Sciences*. 60, 935-944.
- Fernández-Hernández, A., Roig, A., Serramiá, N., Civantos, C.G.O., Sánchez-Monedero, M.A. 2014. Application of compost of two-phase olive mill waste on olive grove: Effects on soil, olive fruit and olive oil quality. *Waste Management*. 34, 1139-1147.
- Fernández, I .F. 2001. Valoración de la oxidación y producción de metano en suelos destinados a la agricultura. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
- Ferreras, L.A., Costa, J.L., García, F.O., Pecorari, C. 2000. Effect of no-tillage on some soil physical properties of a structural degraded Petrocalcic Paleudoll of the southern "Pampa" of Argentina. *Soil and Tillage Research*. 54, 31-39.
- Fiorini, A., Boselli, R., Maris, S.C., Santelli, S., Perego, A., Acutis, M., Brenna, S., Tabaglio, V. 2020a. Soil type and cropping system as drivers of soil quality indicators response to no-till: A 7-year field study. *Applied Soil Ecology*. 155, 103646.
- Fiorini, A., Maris, S.C., Abalos, D., Amaducci, S., Tabaglio, V. 2020b. Combining no-till with rye (*Secale cereale* L.) cover crop mitigates nitrous



- oxide emissions without decreasing yield. *Soil and Tillage Research*. 196, 104442.
- Firth, A.G., Baker, B.H. Brooks, J.P., Smith, R., Iglay, R.B., Brian Davis, J. 2020. Low external input sustainable agriculture: Winter flooding in rice fields increases bird use, fecal matter and soil health, reducing fertilizer requirements. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 300, 106962.
- Frank, S., Havlík, P., Stehfest, E., van Meijl, H., Witzke, P., Perez-Domínguez, I., van Dijk, M., Doelman, J.C., Fellmann, T., Koopman, J.F.L., Tabeau, A., Valin, H. 2019. Agricultural non-CO<sub>2</sub> emission reduction potential in the context of the 1.5°C target. *National Climate Change*. 9, 66-72.
- Froes de Borja Reis, A., Munhoz de Almeida, R. E., Cocco Lago, B., Trivelin, P.C., Linqvist, B., Laercio Favarin, J. 2018. Aerobic rice system improves water productivity, nitrogen recovery and crop performance in Brazilian weathered lowland soil. *Field Crops Research*. 218, 59-68.
- Fu, Y., Chen, M., Bi, X., He, Y., Ren, L., Xiang, W., Qiao, S., Sen Yan, S., Li, Z., Ma, Z. 2011. Occurrence of arsenic in brown rice and its relationship to soil properties from Hainan Island, China. *Environmental Pollution*. 159, 1757-1762.
- García, C. 2003. Recuperación de suelos degradados en ambientes semiáridos mediante la adición de enmendantes orgánicos de nueva generación. I Simp. Nac. Control Erosión y Degradación de Suelos. Perspectivas de la Degradación de Suelos. Madrid. Julio. 55-62.
- García, C., Hernández, T., Costa, C., Ceccanti, B., Masciandaro, G., Giardi, C. 1993. A study of biochemical parameters of composted and fresh municipal waters. *Bioresource Technology* 44:17-23.
- Garica, J.L., Patel, B.K.C., Ollivier, O. 2000. Taxonomic, phylogenetic and ecological diversity of methanogenic archaea. *Anaerobe*. 6, 205-226.
- Garrido-Herrera, F.J., Daza-Fernández, I., Gonzalez-Pradas, E., Fernández-Perez, M. 2009. Lignin-based formulations to prevent pesticides pollution. *Journal of Hazardous Materials*. 168, 220-225.

- Geisser, S., Greenhouse, S.W. 1958. An extension of Box's results on the use of the F distribution in Multivariate Analysis. *The Annals of Mathematical Statistics*. 1, 208-215.
- Genua-Olmedo, A., Alcaraz, C., Caiola, N., Ibáñez, C. 2016. Sea level rise impacts on rice production: The Ebro Delta as an example. *Science of the Total Environment*. 571, 1200-1210.
- George, T., Magbana, R., Garrity, D.P., Tubaña, B.S., Quiton, J. 2002. Rapid yield loss of rice cropped successively in aerobic soil. *Agronomy Journal*. 94, 981-989.
- Gilmour, J.T., Clark, M.D., Sigua, G.C. 1985. Estimating net nitrogen mineralization from carbon dioxide evolution. *Soil Science Society of America Journal*. 49, 1398-1402.
- Ginting, D., Kessavalou, A., Eghball, B., Doran, J.W. 2003. Greenhouse gas emissions and soil indicators four years after manure and compost applications. *Journal of Environmental Quality*. 32, 23-32.
- Gitsopoulos, T.K., Froud-Williams, R.J. 2004. Effects of Oxidiazinyl on direct-seeded rice and *Echinochloa crus-galli* under aerobic and anaerobic conditions. *Weed Research*. 44, 329-334.
- Gómez, S., Fernández, D., Peña, D., Albarrán A., López-Piñero, A. 2019. Behaviour of bispyribac-sodium in aerobic and anaerobic rice-growing conditions with and without olive-mill waste amendment. *Soil & Tillage Research*. 194, 104333.
- Gómez-Brandón, M., Juárez, M.F.D., Zangerle, M., Insam, H., 2016. Effects of digestate on soil chemical and microbiological properties: a comparative study with compost and vermicompost. *Journal of Hazardous Materials*. 302, 267-274.
- Gonzalez, M., Milena, A. 2016. Technologies for water saving in rice. *NOVA*, 26, 67-82.
- González, P., Ordóñez, R. Giraldez, J.V., Aguilar, M. A. y Miralles, R. 2002. Utilización de lodos de depuradora en la conservación de suelos de

- olivares y como enmienda orgánica. I Jornadas C. Técnicas de la Calidad Aceite Oliva. MCYT. 95-105.
- González-Rosado, M., Lozano-García, B., Aguilera-Huertas, J., Parras-Alcántara, L. 2020. Short-term effects of land management change linked to cover crop on soil organic carbon in Mediterranean olive grove hillsides. *Science of the Total Environment*. 744, 140683.
- Gungor, E.B.O., İlet, M. 2010. Zinc release by humic and fulvic acid as influenced by pH, complexation and DOC sorption. *Geoderma*. 159, 131-138.
- Guo, H., Wang, R., Garfin, G.M., Zhang, A., Lin, D., Liang, Qb, Wang, J. 2020. Rice drought risk assessment under climate change: Based on physical vulnerability a quantitative assessment method. *Science of the Total Environment*. 751, 141481.
- Guo, J., Li, Y., Hu, C., Zhou, S., Xu, H., Zhang, Q., Wang, G. 2018. Ca-containing amendments to reduce the absorption and translocation of Pb in rice plants. *Science of the Total Environment*. 637-638, 971-979.
- Guo, Z., Hua, K, Wang, J., Guo, X., He, C., Wang, D. 2014. Effects of different regimes of fertilization on soil organic matter under conventional tillage. *Spanish Journal of Agricultural Research*. 12, 801-808.
- Graham, M.H., Haynes, R.J., Meyer, J.H. 2002. Soil organic matter content and quality: Effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. *Soil Biology and Biochemistry*. 34, 93-102.
- Granli, T., Bockman, O.C. 1994. Nitrogen oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Science*. 12, 7-127.
- Grieve, C.M., Grattan, S.R., Maas, E.V., 2013. *Agricultural Salinity Assessment and Management*. Second Edition. *Plant Salt Tolerance*. 13, 405-459.
- Han, Y., Ma, W., Zhou, B., Yang, X., Salah, A., Li, C., Cao, C., Zhan, M., Zhao, M. 2020. Effects of straw-return method for the maize-rice rotation system on soil properties and crop yields. *Agronomy*. 10, 461.

- Hamid, Y., Tang, L., Lu, M., Hussain, B., Zehra, A., Khan, M.B., He, Z., Gurajala, H.K., Yang, X. 2019. Assessing the immobilization efficiency of organic and inorganic amendments for cadmium phytoavailability to wheat. *Journal of Soils and Sediments*. 19, 3708-3717.
- Harada, H., Kobayashi, H., Shindo, H. 2007. Reduction in greenhouse gas emissions by no-tilling rice cultivation in Hachirogata polder, northern Japan: Life-cycle inventory analysis. *Soil Science and Plant Nutrition*. 53, 668-677.
- Harter, F.S., Harter, L.S.H., Meneghello, G.E. 2018. Rice seed production under conditions of salinity stress. *Ciencia Rural*. 48, 17-57.
- Hasini, S.E., Nobili, M.D., El Azzouzi, M., Azim, K., Douaik, A., Laghrour, M., El Idrissi, Y., El Alaoui El Belghiti, M., Zouahri, A. 2020. The influence of compost humic acid quality and its ability to alleviate soil salinity stress. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. 9, 21-31.
- Hazra, K.K., Swain, D.K., Bohra, A., Singh, S.S., Kumar, N., Nath, C.P. 2018. Organic rice: potential production strategies, challenges and prospects. *Organic Agriculture*. 8, 39-56.
- Heap, I.. 2014. The international survey of herbicide resistant weeds, [www.weedscience.com](http://www.weedscience.com)..
- Hernanz, J., López, R., Navarrete, L., Sánchez-Girón, V. 2002. Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil Tillage Research*. 66, 129-141.
- Hildebrandt, A., Lacorte, S., Barceló, D. 2007. Assessment of priority pesticides, degradation products and pesticide adjuvants in groundwaters and top soils from agricultural areas of the Ebro river basin. *Analytical and bioanalytical chemistry* 387, 1459-1468.
- Hirose, K. 2006. Chemical speciation of trace metals in seawater. A review. *Analytical Science*. 22, 1055-1063.

- Hirzel, J., Paredes, M., Becerra, V., Donoso, G. 2020. Response of direct seeded rice to increasing rates of nitrogen, phosphorus, and potassium in two paddy rice soils. *Chilean Journal of agricultural research*. 80, 263-273.
- Hong-Yang, C., Yue Z., Yan-Ni, C., Xu, Z., Xue-Qin, W., Qian, L., Li-Ming, J., Zi-Min, W. 2017. Assessment of phytotoxicity grade during composting based on EEM/PARAFAC combined with projection pursuit regression. *Journal of Hazardous Materials*. 10–17.
- Hou, A.X., Chen, G.X., Wang, Z.P., van Cleemput, O., Patrick Jr., W.H. 2000. Methane and nitrous oxide emissions from a rice field in relation to soil redox and microbiological processes. *Soil Science Society of America Journal* 64, 2180-2186.
- Hu, Y., Cheng, H., Tao, S. 2016. The challenges and solutions for cadmium-contaminated rice in China: a critical review. *Environmental International*. 92, 515-532.
- Hu, P., Li, Z., Yuan, C., Ouyang, Y., Zhou, L., Huang, J., Huang, Y., Luo, Y., Christie, P., Wu, L. 2013. Effect of water management on cadmium and arsenic accumulation by rice (*Oryza sativa* L.) with different metal accumulation capacities. *Journal of Soils and Sediments*. 13, 916-924.
- Huang, C., Yang, W., Duan, L., Jiang, N., Chen, G., Xiong, L., Liu Q. 2013. Rice panicle length measuring system based on dual-camera imaging. *Computers and Electronics in Agriculture*. 98,158-165.
- Huang, Z., Pan, X.-D., Wu, P.-G., Han, J.-L., Chen, Q. 2013. Health risk assessment of heavy metals in rice to the population in Zhejiang, China. *PLoS One*. 8, e75007.
- Huang, H., Lan, Y., Yang, A., Zhang, Y., Wen, S., Deng, J. 2020. Deep learning versus Object-based Image Analysis (OBIA) in weed mapping of UAV imagery. *International Journal of Remote Sensing*. 41, 3446-3479.
- Hueso-González, P., Martínez-Murillo, J.F., Ruiz-Sinoga, J.D. 2018. Benefits of adding forestry clearance residues for the soil and vegetation of a

- Mediterranean mountain forest. *Science of the Total Environment*. 615, 796-804.
- IARC. 2012. Arsenic, metals, fibres and dusts. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, vol 100c. International Agency for Research on Cancer, Lyon.
- Igberase, E., Osifo, P., Ofomaja, A., 2018. Mathematical modelling of  $Pb^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Cr^{6+}$  and  $Cd^{2+}$  ions adsorption from a synthetic acid mine drainage onto chitosan derivative in a packed bed column. *Environmental Technology* 39, 3203-3220.
- IGME. 2020. Instituto Geológico y Minero de España. <http://www.igme.es/actividadesIGME/lineas/cartGeo.htm>.
- IPCC. 2018: Summary for Policymakers. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 32 pp.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013. Climate change 2013: the physical science basis. In: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. (Eds.), Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007a. Informe de síntesis. In: R.K. Pachauri, A. Reisinger (Eds.), Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo

- Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático, Ginebra, Suiza.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007b. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, H.L. Miller (Eds.), *Climate change 2007: The physical science basis*, Contribution of Working Group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, New York, NY, USA.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2019. La tierra es un recurso decisivo, según un informe del IPCC Se encuentra sujeta a la presión del ser humano y del cambio climático, pero es parte de la solución. Comunicado de prensa del IPCC. Ginebra, Suiza.
- IPCS. 1992. Cadmium. Environmental health criteria, 134. Geneva: World Health Organization.
- Ishfaq, M., Farooq, M., Zulfiqar, U., Hussain, S., Akbar, N., Nawaz, A., Anjum, S.A. 2020. Alternate wetting and drying: A water-saving and ecofriendly rice production system. *Agricultural Water Management*. 241, 106363.
- Islam, S.F.-U., de Neergaard, A., Sander, B.O., Jensen, L.S., Wassmann, R.d., van Groenigen, J.W. 2020. Reducing greenhouse gas emissions and grain arsenic and lead levels without compromising yield in organically produced rice. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 295, 106922.
- Irisarri, P., Pereyra, V., Fernández, A., Terra, J., Tarlera, S. 2013. CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O Emissions in a rice field: First measurements in the Uruguayan productive system. 16, 1-10.
- IRRI. 2007. *Water usage in rice*, International Rice Research Institute, Manila, Philippines.
- Ison, R.L., Röling, N., Watson, D. 2007. Challenges to science and society in the sustainable management and use of water: investigating the role of social learning. *Environmental Science and Policy* 10, 499-511.

- Iwakami, S., Hashimoto, M., Matsushima, K., Watanabe, H., Hamamura, K., Uchino, A. 2015. Multiple-herbicide resistance in *Echinochloa crus-galli* var. *formosensis*, an allohexaploid weed species, in dry-seeded rice. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 119, 1–8
- Jabran, K., Chauhan, B. S. 2015. Weed management in aerobic rice systems. *Crop Protection*. 78, 151-163.
- Jabro, J.D., Iversen, W.M., Stevens, W.B., Evans, R.G., Mikha, M.M., Allen, B.L. 2015. Effect of three tillage depths on sugarbeet response and soil penetrability resistance. *Agronomy Journal*. 107, 1481-1488.
- Jaffar Basha, S., Basavarajappa, R., Babalad, H.B. 2017. Crop performance and water use efficiency in aerobic rice (*Oryza sativa* L.) relative to irrigation schedule, planting geometry, and method of planting in northern transition zone of Karnataka, India. *Paddy and Water Environment*. 15, 291-298.
- Jat, H.S., Madhu Choudhary, Ashim Datta, Yadav, A.K., Meena, M.D., Ritu Devi, Gathala, M.K., Jat, M.L., McDonald, A., Sharma, P.C. 2020. Temporal changes in soil microbial properties and nutrient dynamics under climate smart agriculture practices. *Soil & Tillage Research*. 199, 104595.
- Jiang, Y., Carrijo, D., Huang, S., Chen, J., Balaine, N., Zhang, W., Jan van Groenigen, K., Linquist, B. 2019. Water management to mitigate the global warming potential of rice systems: A global meta-analysis. *Field Crops Research*. 234, 47-54.
- Jindo, K., Chocano, C., Melgares de Aguilar, J., González, D., Hernandez, T., García, C. 2016. Impact of Compost Application during 5 Years on Crop Production, Soil Microbial Activity, Carbon Fraction, and Humification Process. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 47, 1907-1919.
- Johnson-Beebout, S.E., Angeles, O.R., Alberto, M.C.R., Buresh, R.J. 2009. Simultaneous minimization of nitrous oxide and methane emission from



- rice paddy soils is improbable due to redox potential changes with depth in a greenhouse experiment without plants. *Geoderma* 149, 45-53.
- Kan, Z.-R., He, C., Liu, Q.-Y., Liu, B.-Y., Virk, A.L., Qi, J.-Y., Zhao, X., Zhang, H.-L. 2020. Carbon mineralization and its temperature sensitivity under no-till and straw returning in a wheat-maize cropping system. *Geoderma*. 377, 114610.
- Kandeler, E., Gerber, H. 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils*. 6, 68-72.
- Kapellakis, I., Tzanakakis, V.A., Angelakis, A.N., 2015. Land application-based olive mill wastewater management. *Water*. 7, 362-376.
- Kataki, S., Hazarika, S., Baruah, D.C., 2017. Investigation on by-products of bioenergy systems (anaerobic digestion and gasification) as potential crop nutrient using FTIR, XRD, SEM analysis and phytotoxicity test. *Journal of Environmental Management*. 196, 201–216.
- Katayanagi, N., Furukawa, Y., Fumoto, T., Hosen, Y. 2012. Validation of the DNDC Rice model by using CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O flux data from rice cultivated in pots under alternate wetting and drying irrigation management. *Soil Science Plant Nutrition*. 58, 360-372.
- Kato, Y., Katsura, K. 2014. Rice adaptation to aerobic soils: Physiological considerations and implications for agronomy. *Plant Production Science*. 17, 1-12.
- Kato, Y., Okami, M. 2010. Root growth dynamics and stomatal behavior of rice (*Oryza sativa* L.) grown under aerobic and flooded conditions. *Field Crops Research*. 117, 9-17.
- Kavdir, Y., Hellebrand, H., Kern J. 2008. Seasonal variations of nitrous oxide emission in relation to nitrogen fertilization and energy crop types in sandy soil. *Soil and Tillage Research*. 98, 175-186.
- Kavvadias, V., Papadopoulou, M., Vavoulidou, E., Theocharopoulos, S., Koubouris, G., Psarras, G., Manolaraki, C., Giakoumaki, G., Vasiliadis,

- A. 2018. Effect of sustainable management of olive tree residues on soil fertility in irrigated and rain-fed olive orchards. *Journal of Water and Climate Change*. 9, 764-774.
- Kerdchoechuen, O. 2005. Methane emission in four rice varieties as related to sugars and organic acids of roots and root exudates and biomass yield. *Agriculture. Ecosystems and Environment* 108, 155-163.
- Kertesz, M.A., Kölbener, P., Stockinger, H., Beil, S., Cook, A.M., 1994. Desulfonation of linear alkylbenzenesulfonate surfactants and related compounds by bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*. 60, 2296-2303.
- Kessavalou, A., Doran, J.W., Mosier, A.R., Drijber, R.A. 1998. Greenhouse Gas Fluxes following Tillage and Wetting in a Wheat-Fallow Cropping System. *Journal Environmental Quality*. 27, 1105-1116.
- Khanam, R., Kumar, A., Nayak, A., Shahid, M., Tripathi, R., Vijayakumar, S., Bhaduri, D., Kumar, U., Mohanty, S., Panneerselvam, P. 2019. Metal(loid)s (As, Hg, Se, Pb and Cd) in paddy soil: bioavailability and potential risk to human health. *Science Total Environmental*. 699, 134330.
- Khaled, H., Fawy, H. 2011. Effect of different Levels of humic acids on the nutrient content, plant growth, and soil properties under conditions of salinity. *Soil and Water Research*. 6, 21-29.
- Khaliq, A., Matloob, A., Ihsan, M.Z., Abbas, R.N., Aslam, Z., Rasul, F. 2013. Supplementing herbicides with manual weeding improves weed control efficiency, growth and yield of direct seeded rice. *International Journal of Agriculture and Biology*. 15, 191-199.
- Khush, G.S. 2005. What will it take to feed 5 billion rice consumers in 2030? *Plant Molecular Biology*. 59, 1-6.
- Kim, S.C. 1980. Reduced plant spacing for weed suppression in transplanted rice, 15th British Crop Protection Conference, Brighton, UK. pp. 383-387.

- Kim, H. Y., Horie, T., Nakagawa, H., Wada, K. 1996. effects of elevated CO<sub>2</sub> concentration and high temperature on growth and yield on rice. II. The effect on yield and its components of akihikari rice. Japanese Journal of Crop Science, 65, 644-651.
- Klemm, W. 1999. Water saving in rice cultivation, in: FAO (Ed.), Assesment and orientation towards the 21st century, El Cairo, Egypt. pp. 7-9.
- Kohler, J., Tortosa, G., Cegarra, J., Caravaca, F., Roldán, A. 2008. Impact of DOM from composted "alperujo" on soil structure, AM fungi, microbial activity and growth of *Medicago sativa*. Waste Management. 28, 1423-1431.
- Köster, J.R., Cárdenas, L., Senbayram, M., Bol, R., Well, R., Butler, M., Mühling, K.H., Dittert, K. 2011. Rapid shift from denitrification to nitrification in soil after biogas residue application as indicated by nitrous oxide isotopomers. Soil Biology and Biochemistry. 43, 1671-1677.
- Kreye, C., Bouman, B.A.M., Castañeda, A.R., Lampayan, R.M., Faronilo, J.E., Lactaoen, A.T., Fernandez, L. 2009. Possible causes of yield failure in tropical aerobic rice Field Crops Research. 111, 197- 206.
- Kreye, C., Dittert, K., Zheng, X., Zhang, X., Lin, S., Tao, H., Sattelmacher, B. 2007. Fluxes of methane and nitrous oxide in water-saving rice production in north China. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 77, 293-304.
- Kritee, K., Nair, D., Zavala-Araiza, D., Proville, J., Rudek, J., Adhya, T.K., Loecke, T., Esteves, T., Balireddygar, S., Dava, O., Ram, K., Abhilash, S.R., Madasamy, M., Dokka, R.V., Anandaraj, D., Athiyaman, D., Reddy, M., Ahuja, R., Hamburg, S.P. 2018. High nitrous oxide fluxes from rice indicate the need to manage water for both long- and short-term climate impacts. Proceedings National Academic Science U. S. A. 115, 9720-9725.
- Kumar, S., Devi, E.L., Sharma, S.K., Ansari, M.A., Phurailatpam, S., Ng, T.C., Singh, T.S., Prankash, N., Kumar, R. Kumawat, N. Mandal, D., Kumar, A. 2017. Rice breeding strategies of North Eastern India for resilience to biotic and abiotic stresses: A review. *Oryza*, 54, 1-12.

- Kumaraswamy, S., Rath, A.K., Ramakrishnan, B., Sethunathan, N. 2000. Wetland rice soils as sources and sinks of methane: a review and prospects for research. *Biology and Fertility of Soils* 31, 449-461.
- Kumarathilaka, P., Seneweera, S., Sik Ok, Y., Andrew, A., Bundschuh, M. J. 2019. Mitigation of arsenic accumulation in rice: An agronomical, physico-chemical, and biological approach. *Critical reviews in Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1618691>.
- Kwon, J.C., Nejad, Z.D., Jung, M.C. 2017. Arsenic and heavy metals in paddy soil and polished rice contaminated by mining activities in Korea. *Catena*. 148, 92-100.
- Lal, B., Priyanka, G., Ekta, J. 2013. Different rice establishment methods for producing more rice per drop of water: A review. *International Journal of Research in BioSciences*. 2, 1-12.
- Lal, R. 2006. Land area for establishing biofuel plantations. *Energy for Sustainable Development*. 10, 67-79.
- Lampayan, R.M., Rejesus, R.M., Singleton, G.R., Bouman, B.A.M. 2015. Adoption and economics of alternate wetting and drying water management for irrigated lowland rice. *Field Crops Research*. 170, 95-108.
- Lancashire, P.D., Bleiholder, H., Langelüddecke, P., Stauss, R., Van den Boom, T., Weber, E., Witzten-Berger, A. 1991. An uniform decimal code for growth stages of crops and weeds. *Annals of Applied Biology*. 119, 561-601.
- Lakitan, B., Alberto, A., Lindiana, L., Kartika, K., Herlinda, S., Kurnianingsih, A. 2018. The benefits of biochar on rice growth and yield in tropical riparian wetland, South Sumatra, Indonesia. *Chiang Mai University Journal of Natural Sciences*. 17, 111-126.
- Lauber, C.L., Hamady, M., Knight, R., Fierer, N. 2009. Pyrosequencingbased assessment of soil pH as a predictor of soil bacterial community

- structure at the continental scale. *Applied Environmental Microbiology*. 75, 5111-5120.
- Le Mer, J., Roger, P. 2001. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology*. 37, 25-50.
- Lee, C.H., Park, K.D., Jung, K.Y., Ali, M.A., Lee, D., Gutierrez, J., Kim, P.J. 2010. Effect of Chinese milk vetch (*Astragalus sinicus* L.) as a green manure on rice productivity and methane emission in paddy soil. *Agriculture, Ecosystems and Environmental*. 138, 343-347.
- Lee, F. 2009. New varieties has superior blast resistance. *Rice Research News*. 1, 3-5.
- Lee, J.H., Lee, J.G., Jeong, S.T., Gwon, H.S., Kim, P.J., Kim, G.W. 2020. Straw recycling in rice paddy: Trade-off between greenhouse gas emission and soil carbon stock increase. *Soil and Tillage Research*. 199, 104598.
- Li, C.Y., Carrijo, D.R., Nakayama, Y., Linqvist, B.A., Green, P.G., Parikh, S.J. 2019. Impact of alternate wetting and drying irrigation on arsenic uptake and speciation in flooded Rice systems. *Agric. Ecosystem Environmental*. 272, 188-198.
- Li, H., Zhang, T., Tsang, D.C.W., Li, G. 2020a. Effects of external additives: Biochar, bentonite, phosphate, on co-composting for swine manure and corn straw. *Chemosphere*. 248, 125927.
- Li, J., Xu, Y. 2015. Immobilization of Cd in a paddy soil using moisture management and amendment. *Chemosphere*. 122, 131-136.
- Li, J., Zhong, X., Wang, F., Zhao, Q. 2011. Effect of poultry litter and livestock manure on soil physical and biological indicators in a rice–wheat rotation system. *Plant Soil Environmental–UZEL*. 57, 351-356.
- Li, J., Wang, Y.-K., Guo, Z., Li, J.-B., Tian, C., Hua, D.-W., Shi, C.-D., Wang, H.-Y., Han, J.-C., Xu, Y. 2020b. Effects of Conservation Tillage on Soil Physicochemical Properties and Crop Yield in an Arid Loess Plateau, China. *Scientific Reports*. 10, 4716.

- Li, Y.H. 2001. Research and practice of water saving irrigation for rice in China. In: Proceedings of the International Workshop on Water Saving Irrigation for Paddy Rice, March 23-25. Wuhan University, Wuhan, China, pp. 135-144.
- Li, Y., Chang, S. X., Tian, L., Zhang, Q. 2018. Conservation agriculture practices increase soil microbial biomass carbon and nitrogen in agricultural soils: A global meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry*. 121, 50-58.
- Li, Z., Li, L., Chen, G.P.J. 2005. Bioavailability of cd in a soil–rice system in China: soil type versus genotype effects. *Plant Soil*. 271, 165-173.
- Lin, K., Wu, J. 2020. Effect of introducing frogs and fish on soil phosphorus availability dynamics and their relationship with rice yield in paddy fields. *Scientific Reports*. 10, 21.
- Lin, S., 2007. A Comparative Study of Paddy Soils and Upland Soil Enzyme Activity and Organic Matter in the FT–IR Characteristics. Plant Nutrition Department. Yangzhou University, Yangzhou, China, pp. 55.
- Linden, D.R., Clapp, C.E., Dowdy, R.H. 2000. Long-term corn grain and stover yields as a function of tillage and residue removal in east central Minnesota. *Soil and Tillage Research*. 56, 167-174.
- Linn, D.M., Doran, J.W. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non tilled soils. *Soil Science Society of America Journal*. 48, 1267-1272.
- Linquist, B., van Groenigen, K.J., Adviento-Borbe, M.A., Pittelkow, C., van Kessel, C. 2012a. An agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops. *Global Change Biology*. 18, 194-209.
- Linquist, B.A., Adviento-Borde, M.A., Pittelkow, C.M., van Kessel, C., van Groenigen, K.J. 2012b. Fertilizer management practices and greenhouse gas emissions from rice systems: A quantitative review and analysis. *Field Crop Research*. 135, 10-21.
- Linquist, B.A., Anders, M.M., Adviento-Borbe, M.A.A., Chaney, R.L., Nalley, L.L., da Rosa, E.F.F., van Kessel, C. 2015. Reducing greenhouse gas

- emissions, water use, and grain arsenic levels in rice systems. *Global Change Biology*. 21, 407-417.
- Liu, C., Lu, M., Cui, J., Li, B., Fang, C.M. 2014. Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. *Global Change Biology*. 2, 1366-1381.
- Liu, K., Li, F., Cui, J., Yang, S., Fang, L. 2020. Simultaneous removal of Cd(II) and As(III) by graphene-like biochar-supported zero-valent iron from irrigation waters under aerobic conditions: Synergistic effects and mechanisms. *Journal of Hazardous Materials*. 395, 122623.
- Liu, S.W., Qin, Y.M., Zou, J.W., Liu, Q.H. 2010. Effects of water regime during ricegrowing season on annual direct N<sub>2</sub>O emission in a paddy rice/winter wheat rotation system in southeast China. *Science Total Environmental*. 408, 906-913.
- Liu, X., Song, Q., Tang, Y. 2013. Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system: a multi-medium analysis. *Science Total Environmental*. 64, 463-464; 530-540.
- Liu, Y., Sun, X., Li, S., Li, S., Zhou, W., Ma, Q., Zhang, J. 2020. Influence of green waste compost on Pb-polluted soil remediation, soil quality improvement, and uptake by Pakchoi cabbage (*Brassica campestris* L. ssp). *Environmental Science and Pollution Research*. 27, 7693-7701.
- Lluch, J. 2001. Cultivos Herbáceos Extensivos: Cereales. Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España.
- Lobell, D.B., Gourdji, S.M. 2012. The influence of climate change on global crop productivity. *Plant Physiology*. 160, 1686-1697
- Loganathan, P., Vigneswaran, S., Kandasamy, J., Naidu, R. 2012. Cadmium sorption and desorption in soils: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 42, 489-533.
- Longdoz, B., Gross, P., Granier, A. 2008. Multiple quality tests for analysing CO<sub>2</sub> fluxes in a beech temperate forest. *Biogeosciences*. 5, 719-729.

- López Piñeiro A., Da Silva C., Nunes J.M., Rozas M.A. y García Navarro A. 2002. Effects of the solid mills waste application on soil properties of irrigated olive grove. *Man and soil at the thirs millennium*. 2, 1117-1122.
- López Piñeiro, A., Da Silva, C., Rozas Espadas, M. A. y Rato, J. M. 2001. Efecto de la aplicación de residuos de almazara en el estado nutricional de un olivar en regadío. XV Congreso Latino-Americano y V cubano de la Ciencia del Suelo. Varadero, Cuba.
- López-Fando, C., Pardo, M.T. 2009. Changes in soil chemical characteristics with different tillage practices in a semi-arid environment. *Soil and Tillage Research*. 104, 278-284.
- López-Garrido, R. 2010. Laboreo de conservación: Efectos a corto y largo plazo sobre la calidad del suelo y el desarrollo de los cultivos. Tesis Doctoral, Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Universidad de Sevilla, Sevilla, España.
- López-Piñeiro, A., Albarrán, A., Muñoz, A., González, J.A., García, A., González, J.B. 2006. Ahorro del agua y mejora de la producción en un cultivo de maíz. *Vida Rural*. 2, 16-18.
- López-Piñeiro, A., Albarrán, A., Nunes, J.M., Peña, D., Cabrera, D. 2011b. Long-term impacts of de-oiled two-phase olive mill waste on soil chemical properties, enzyme activities and productivity in an olive grove. *Soil and Tillage Research*. 114, 175-182.
- López-Piñeiro, A., Peña, D., Albarrán, A., Sánchez-Llerena, J., Becerra, D. 2014. Longterm effects of olive mill waste amendment on the leaching of herbicides through undisturbed soil columns and mobility under field conditions. *Soil and Tillage Research*. 144, 195-204.
- Lorenz, K., Lal, R. 2005. The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons. *Advances in Agronomy*. 88, 35-66.



- Lu, A., Li, B., Li, J., Chen, W., Xu, L. 2018. Heavy metals in paddy soil-rice systems of industrial and township areas from subtropical China: levels, transfer and health risks. *Journal Geochemical Explorer*. 194, 210-217.
- Lu, W., Ding, W., Zhang, J., Li, Y., Bolan, Xie, Z. 2014. Biochar suppressed the decomposition of organic carbon in a cultivated sandy loam soil: A negative priming effect. *Soil Biology & Biochemistry*. 76, 12-21.
- Luiz, A.J.B., Villela, O.V., de Lima, M.A., Vieira, R.F., Frighetto, R.T.S. 2019. Methane emission from a flooded rice field under pre-germinated system. *Ciencia Rural*. 49.
- Lyman, N.B., Jagadish, K.S.V., Nalley, L.L., Dixon, B.L., Siebenmorgen, T. 2013. Neglecting rice milling yield and quality underestimates economic losses from high- temperature stress. *PLoS ONE*, 8, e72157.
- Lwin, C.S., Seo, B.H., Kim, H.U. 2018. Application of soil amendments to contaminated soils for heavy metal immobilization and improved soil quality-a critical review[J]. *Soil Science Plant Nutrition*. 1-12.
- Ma, J., Li, X.L., Xu, H., Han, Y., Cai, Z.C., Yagi, K. 2007. Effects of nitrogen fertiliser and wheat straw application on CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from a paddy rice field. *Australian Journal of Soil Research*. 45, 359-367.
- Mahajan, G., Chauhan, B.S., Timsina, J. 2012. Opportunities for Weed Control in Dry Seeded Rice in North-Western Indo-Gangetic Plains. In: R. Álvarez-Fernández (Ed.), *Herbicides-Environmental Impact Studies and Management Approaches*, InTech, pp.199-208.
- Mahmod, I.F., Barakbah, S.S., Osman, N., Omar, O. 2014. Physiological response of local rice varieties to aerobic condition. *International Journal of Agriculture and Biology*. 16, 738-744.
- Maire, N., Borcard, D., Laczkó, E., Matthey, W. 1999. Organic matter cycling in grassland and strategies of the living communities. *Soil Biology and Biochemical*. 31, 1281-1293.
- Majbar, Z., Lahlou, K., Ben Abbou, M., Ammar, E., Triki, A., Abid, W., Nawdali, M., Bouka, H., Taleb, M., El Haji, M., Rais Z. 2018. Co-

- composting of Olive Mill Waste and Wine-Processing Waste: An Application of Compost as Soil Amendment. *Hindawi Journal of Chemistry*. Article ID 7918583.
- Majumdar, D. 2013. Biogeochemistry of N<sub>2</sub>O uptake and consumption in submerged soils and rice fields and implications in climate change. *Environmental Science and Technology*. 43, 2653-2684.
- Makoto, S., Miyata, A., Nagai, H., Yamada, T. 2005. Seasonal variation of carbon dioxide exchange in rice paddy field in Japan. *Agricultural and Forest Meteorology*. 135, 93-109.
- Maneepitak, S., Ullah, H., Datta, A., Shrestha, R.P., Shrestha, S., Kachenchart, B. 2019. Effects of water and rice straw management practices on water savings and greenhouse gas emissions from a double-rice paddy field in the Central Plain of Thailand. *European Journal of Agronomy*. 107, 18-29.
- MAPA. 2020. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- MAPA. 2020. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivo. Resultados nacionales y autonómicos. ESYRCE.2019. Subsecretaría de agricultura, pesca y alimentación.
- Maris, S.C., Teira-Esmatges, M.R., Catalá, M.M. 2015. Influence of irrigation frequency on greenhouse gas emission from a paddy soil. *Paddy Water Environmental*, DOI: 10.1007/s10333-015-0490-2, 12 pages.
- Márquez, L. 2006 .CONTROL DE LAS EMISIONES CONTAMINANTES EN LOS MOTORES DE LOS TRACTORES AGRÍCOLAS. *Agrotécnia*. 44-49.
- Marschner, P., Kandeler, E., Marschner, B. 2003. Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. *Soil Biology and Biochemical* 35, 453-461.
- Martín, J.V., Miralles de Imperial, R., Calvo, R., Garcia, M.C., Leon-Cófreces, C., Delgado, M.M. 2012. Carbon mineralisation kinetics of poultry manure in two soils. *Australian Journal of Soil Research*. 50, 222-228.

- Martín-Neto, L., Rosell, R., Sposito, G., 1998. Correlation of spectroscopic indicators of humification with mean annual rainfall along a temperate grassland climosequence. *Geoderma*. 81, 305-311.
- Martínez-Cortijo, J., Ruiz-Canales, A. 2018. Effect of heavy metals on rice irrigated fields with waste water in high pH Mediterranean soils: The particular case of the Valencia area in Spain. 210, 108-123.
- Martínez-Eixarch, M.T. 2010. Caracterización y optimización del ahijado del arroz en el Delta del Ebro. Tesis Doctoral, Departamento de Producción Vegetal, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia. pp. 301.
- Masmoudi, S., Magdich, S., Rigane, H., Medhioub, K., Rebai, A., Ammar, E. 2020. Effects of Compost and Manure Application Rate on the Soil Physico-Chemical Layers Properties and Plant Productivity. 11, 1883–1894.
- Matsunaka S. (1983) Evolution of rice weed practices and research: world perspective, in: International Rice Research Institute, Conference on weed control on rice, Los Baños, Philippines. pp. 5-18.
- Mauchly, J.W. 1940. Significance test for sphericity of a normal n-variate distribution. *The Annals of Mathematical Statistics*. 11:204-209.
- McCauley, G.N. 1990. Sprinkler vs. flood irrigation in traditional rice production regions of southeast Texas. *Agronomy Journal*. 82, 677-683.
- McKenney, D.J., Wang, S.W., Drury, C.F., Findlay, W.I. 1993. Denitrification and mineralization in soil amended with legume, grass, and corn residues. *Soil Science Society of America Journal*. 57, 1013-1020.
- Meharg, A. A, Raab, A. 2010. Getting to the bottom of arsenic standards and guidelines. *Environ Science Technology*. 44, 4395-4399.
- Mengual, C., Schoebitz, M., Azcón, R., Roldán, A. 2014. Microbial inoculants and organic amendment improves plant establishment and soil rehabilitation under semiarid conditions. *Journal of Environmental Management*. 134, 1-7.

- Melero, S., López-Garrido, R., Murillo, J.M., Moreno, F. 2009. Conservation tillage: Short- and long-term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions. *Soil and tillage research*. 104, 292-298.
- Mi, W., Sun, Y., Zhao, C., Wu, L. 2019. Soil organic carbon and its labile fractions in paddy soil as influenced by water regimes and straw management. *Agricultural Water Management*. 224, 105752.
- Mishra, J.S., Singh, V.P. 2012. Tillage and weed control effects on productivity of a dry seeded rice–wheat system on a Vertisol in Central India. *Soil and Tillage Research* 123, 11-20.
- Mitra, S., Wassmann, R., Jain, M.C., Pathak, H. 2002. Properties of rice soils affecting methane production potentials: 1 Temporal patterns and diagnostic procedure. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 64, 169-182.
- MKhabela, M.S., Madani, A., Gordon, R., Burton, D., Cudmore, D., Elmi, A., Hart, W. 2008. Gaseous and leaching nitrogen losses from no-tillage and conventional tillage systems following surface application of cattle manure. *Soil and Tillage Research*. 98, 187-199.
- Mo, F., Yu, K.-L., Crowther, T.W., Wang, J.-Y., Zhao, H.d, Xiong, Y.-C., Liao, Y.-C. 2020. How plastic mulching affects net primary productivity, soil C fluxes and organic carbon balance in dry agroecosystems in China. *Journal of Cleaner Production*. 263, 121470.
- Mondal, S., Poonia, S.P., Mishra, J.S., Bhatt, B.P., Karnena, K.R., Saurabh, K., Kumar, R., Chakraborty, D. 2019. Short-term (5 years) impact of conservation agriculture on soil physical properties and organic carbon in a rice–wheat rotation in the Indo-Gangetic plains of Bihar. *European Journal of Soil Science*. 1-14.
- Moody, K. 1983. Weeds: definition, costs, characteristics, classification and effects, **in:** H. Walter (Ed.), *Weed management in Philippines*, Stuttgart, Germany. pp. 11-32.

- Moreno-Jiménez E., Meharg A., Smolders E., Manzano R., Becerra D., Sánchez-Llerena J., Albarrán A., López-Piñeiro A. 2014. Sprinkler irrigation of rice fields reduces grain Arsenic but enhances Cadmium. *Science of the Total Environment*. 485-486; 468-473.
- Moreno-Jiménez, E., Clemente, R., Mestrot, A., Meharg, A.A. 2013. Arsenic and selenium mobilisation from organic matter treated mine spoil with and without inorganic fertilization. *Environmental Pollution*. 173, 238-244.
- Moreno-Jiménez, E., Esteban, E., Peñalosa, J.M. 2012. The fate of arsenic in the soil-plant system. *Review Environmental Contamination Toxicology*, 215,1-37.
- Moreno, J., Mormeneo, S. 2008. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: *Compostaje*. Mundiprensa (ISBN: 978-84-8476-346-8), 111-140.
- Moreno, B., A. Vivas, R. Nogales, C. MacCi, G. Masciandaro, and E. Benitez. 2009. Restoring biochemical activity and bacterial diversity in a trichloroethylene-contaminated soil: The reclamation effect of vermicomposted olive wastes. *Environmental Science and Pollution Research*. 16, 253-264.
- Morita, S., Wada, H., Matsue, Y. 2016. Countermeasures for heat damage in rice grain quality under climate change. *Plant Production Science*. 19, 1-11.
- Moturi, M. 1977. Effect of saturation and submergence during three growth stages on growth and yield of rice, direct seeded in lines on puddled soil, Agricultural College, Tirupathi, India. pp. 320.
- Mubeen, K., Nadeem, M.A., Tanveer, A., Jhala, A.J. 2014. Effects of seeding time and weed control methods in direct seeded rice (*Oriza Sativa* L.). *Journal of Animal and Plant Science*. 24, 534-542.

- Muñoz, A., López-Piñero, A., Ramírez, M. 2007. Soil quality attributes of conservation management regimes in a semi-arid region of south western Spain. *Soil & Tillage Research*. 95, 255-265.
- Muthayya, S., Sugimoto, J.D., Montgomery, S., Maberly, G.F. 2014. An overview of global rice production, supply, trade, and consumption. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1324, 7-14.
- Müller, C., Kammann, C., Ottow, J., Jäger, H.J. 2003. Nitrous oxide emission from frozen grassland soil and during thawing periods. *Journal Plant Nutrition Soil Science*. 166, 46-53.
- Nachtergaele J., Poesen J., Oostwoud D., Vandekerckhove L. (2002) Medium-term evolution of a gully developed in a loess-derived soil. *Geomorphology*. 46, 223-239.
- Nan, Q., wang, C., Yi, Q., Zhang, L., Ping, F., Thies, J.E., Wu, W. 2020. Biochar amendment pyrolysed with rice straw increases rice production and mitigates methane emission over successive three years. *Waste Management*. 118, 1-8.
- Nannipieri, P., Ceccanti, B., Cervelli, S., Matarese, E. 1980. Extraction of Phosphatase, Urease, Proteases, Organic Carbon, and Nitrogen from Soil. *Soil Sciences Society of America Journal*. 44, 1011-1016.
- Nartsomboon, C., Moody, K. 1988. Effect of weeding and green manure on the yield of transplanted rice, 2nd Tropical Weed Science Conference, Phuket, Thailand. pp. 78-86.
- Nath, A.J., Bhattacharyya, T., Ray, S.K., Deka, J., Das, A.K., Devi, H. 2016. Assessment of rice farming management practices based on soil organic carbon pool analysis. *Tropical Ecology*. 57, 607-611.
- Navarro, G., Navarro, S. 2013. *Química agrícola: química del suelo y de los nutrientes esenciales para las plantas*. Mundiprensa. ISBN: 978-84-8476-656-8.
- Nelson, D.W., Sommers, L.E. 1996. *Total carbon, organic carbon and organic matter*. Madison, USA.

- Nemecek, T., Weiler, K., Plassmann, K., Schnetzer, J., Gaillard, G., Jefferies, D., García- Suárez, T., King, H., Mila i Canals, L. 2012. Estimation of the variability in global warming potential of worldwide crop production using a modular extrapolation approach. *Journal of Cleaner Production*. 31, 106-117.
- Ng, L.C., Sariah, M., Sariam, O., Radziah, O., Zainal Abidin, M.A. 2012. Bio-efficacy of microbial-fortified rice straw compost on rice blast disease severity, growth and yield of aerobic rice. *Australasian Plant Pathology* 41, 541-549.
- Nie, L., Peng, S., Chen, M., Shah, F., Huang, J., Kui, K., Xiang, J. 2012. Aerobic rice for water-saving agriculture. A Review. *Agronomy for Sustainable Development*. 32, 411-418.
- Núñez, O., Fernández-Navarro, P., Martín-Méndez, I., Bel-Lan, A., Locutura, J.F., López-Abente, G. 2016. Arsenic and chromium topsoil levels and cancer mortality in Spain. *Environmental Science Pollution Research*. 23, 17664-17675.
- Nyamadzawo, G., Wuta, M., Nyamangara, J., Gumbo, D. 2013. Opportunities for optimization of in-field water harvesting to cope with changing climate in semi-arid smallholder farming areas of Zimbabwe. *SpringerPlus*. 2, 1-9.
- Obia, A., Cornelissen, G., Martinsen, V., Botnen Smebye, A., Mulder, J. 2020. Conservation tillage and biochar improve soil water content and moderate T soil temperature in a tropical Acrisol. *Soil & Tillage Research*. 197, 104521.
- OECD. Organisation for Economic Co-operation and Development. 2020. Environmental indicators for agriculture methods and results. Executive summary, Paris.
- Olowookere, B., Oyibo, O., Oyerinde, G. 2018. Heavy metals concentration in dumpsites at Gwagwalada, Abuja: implications on sustainable environmental management. *Greener Journal Soil Science Plant Nutrition*. 5, 001-004.

- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. United States Government Publication Office, Washington, USA.
- OMM. 2019. Organización Meteorológica Mundial.
- Oorts, K., Merckx, R., Gréhan, E., Labreuche, J., Nicolardot, B. 2007. Determinants of annual fluxes of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. *Soil and Tillage Research*. 95, 133-148.
- Ordóñez, R., González, P., Girálvez, J.V., García-Ortiz, A. 1999. Efecto de la enmienda con alperujo sobre los principales nutrientes de un suelo agrícola. Estudios de la zona no saturada. In: R. Muñoz-Carpena, A.R., Tascón. ICIA. (Ed.).
- Ordóñez, R., Romero, A.M., Polo, M.J., Girálvez, J.V., González, P. 1998. Aplicación de alperujo en suelos: Dinámica de los principales nutrientes aportados., XVI Congreso Nacional de Riegos, Palma de Mallorca, España, pp. 157-164.
- Osuna, M. D., Amaro, I., Mendoza, F., Romano, Y., Palmerín, J. A., Quiles, J. M. 2016. Resistencia de malas hierbas a herbicidas: cultivo del arroz. Hojas de divulgación. CICYTEX.
- Ozdemir, S., Nuhoglu, N.N., Dede, O.H., Yetilmezsoy, K. 2020. Mitigation of soil loss from turfgrass cultivation by utilizing poultry abattoir sludge compost and biochar on low-organic matter soil. *Environmental Technology*. 41, 466-477.
- Pablico, P.P., Moody, K. 1982. Possibility of using reduced tillage for stablishment of a second tranplanted rice (*Oryza sativa*) crop. *Journal of Weed Sciences* 9, 11-17.
- Pan, G.X., Li, L.Q., Wu, L., Garcia, X.H. 2004. Storage and sequestration potential of topsoil organic carbon in China's paddy soils. *Global Change Biology*. 10, 79-92.



- Pandey, D., Agrawal, M., Bohra, J.S. 2012. Greenhouse gas emissions from rice crop with different tillage permutations in rice-wheat system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 159, 133-144.
- Pandey, D., Agrawal, M., Bohra, J.S. 2014. Effects of conventional tillage and no tillage permutations on extracellular soil enzyme activities and microbial biomass under rice cultivation. *Soil and Tillage Research*. 136, 51-60.
- Papadakis, J. 1966. *Climates of the world and their agricultural potentialities*. Buenos Aires, Argentina.
- Pardo, T., Clemente, R., Alvarenga, P., Bernal, M.P. 2014a. Efficiency of soil organic and inorganic amendments on the remediation of a contaminated mine soil: II. Biological and ecotoxicological evaluation. *Chemosphere*. 107, 101-108.
- Pardo, T., Martínez-Fernández, D., Clemente, R., Walker, D.J., Bernal, M.P. 2014b. The use of olive-mill waste compost to promote the plant vegetation cover in a trace-element-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*. 21, 1029-1038.
- Park, J. H., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Bolan, N., Chung, J.W. 2011. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavymetal(loid) contaminated soils. *Journal Hazard Mater*. 185, 549-574.
- Park, J.H., Lamb D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Bolan, N., Chung, J.W. 2011. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavymetal (loid) contaminated soils. *Journal Hazard Mater*. 185, 549-574.
- Parr, J.F., Papendick, R.I. 1997. Soil quality: Relationships and strategies for sustainable dryland farming systems. *Annals of Arid Zones*. 36, 181-191.
- Patel, D.P., Das, A., Munda, G.C., Ghosh, P.K., Bordoloi, J.S., Kumar, M. 2010. Evaluation of yield and physiological attributes of high-yielding rice

- varieties under aerobic and flood-irrigated management practices in mid-hills ecosystem. *Agricultural Water Management*. 97, 1269-1276.
- Pathak, H., Wassmann, R. 2007. Introducing greenhouse gas mitigation as a development objective in rice-based agriculture: I. Generation of Technical Coefficients. *Agricultural Systems*. 94, 807-825.
- Patra, S., Julich, S., Feger, K.-H., Jat, M.L., Sharma, P.C., Schwärzel, K. 2019. Effect of conservation agriculture on stratification of soil organic matter under cereal-based cropping systems. *Archives of Agronomy and Soil Science*. 65, 2013-2028.
- Peña, D. 2013. Aprovechamiento de residuos de almazaras en suelos de olivar y de las vegas del Guadiana: Efectos en la dinámica de los herbicidas MCPA, S-metolacoloro y metribuzina. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología Vegetal, Ecología y Ciencias de la Tierra. Extremadura, España.
- Peña, D., Albarrán, Á., Gómez, S., Fernández-Rodríguez, D., Rato-Nunes, J.M., López-Piñero, A. 2019. Effects of olive mill wastes with different degrees of maturity on behaviour of S-metolachlor in three soils. *Geoderma*. 348, 86-96.
- Peralta, O.L., Striker, G.G., Mollard, F.P.O. 2019. *Echinochloa crus-galli* seed physiological dormancy and germination responses to hypoxic floodwaters. *Plant Biology*. 21, 1159-1166.
- Perelo, L.W. , Munch, J.C. 2005. Microbial immobilisation and turnover of <sup>13</sup>C labelled substrates in two arable soils under field and laboratory conditions. *Soil Biology and Biochemistry*. 37, 2263-2272.
- Pérez-Brandán, C., Arzeno, J.L., Huidobro, J., Grümberg, B., Conforto, C., Hilton, S., Bending, G.D., Mireles, J.M., Vargas-Gil, S. 2012. Long-term effect of tillage systems on soil microbiological, chemical and physical parameters and the incidence of charcoal rot by *Macrophomina phaseolina* (Tassi) Goid in soybean. *Crop protection*. 40, 73-82.

- Pérez-Martínez, I., Romero, M.F. 2015. Uso de parámetros indirectos para la evaluación de la contaminación de suelos por metales pesados en una zona minera de San Luis Potosí, México. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana. 67, 1-12.
- Petersen, B. M., Knudsen, T. M., Hermansen, J. E. 2013. Niels Halberg An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments. Journal of Cleaner Production. 52, 217-224.
- Pinheiro, B.S., Castro, E.M., Guimarães, C.M. 2006. Sustainability and profitability of aerobic rice production in Brazil. Field Crops Research. 97, 34-42.
- Pittelkow, C.M., Adviento-Borde, M.A., van Kessel, C., Hill, J.E., Linquist, B.A. 2014. Optimizing rice yields while minimizing yield-scaled global warming potential. Global Change Biology. 20, 1382-1393.
- Plá Sentis, I. 2000. Hydrological approach to soil and water conservation.. Key Notes of III International Congress of European Society for Soil Conservation, 45-69, Valencia, Marzo 2000.
- Proietti, P., Federici, E., Fidati, L., Scargetta, S., Massaccesi, L., Nasini, L., Regni, L., Ricci, A., Cenci, G., Gigliotti, G. 2015. Effects of amendment with oil mill waste and its derived-compost on soil chemical and microbiological characteristics and olive (*Olea europaea* L.) productivity. Agriculture, Ecosystems and Environment. 207, 51-60.
- Puertólas, L., Damásio, J., Barata, C., Soares A., Prat, N. 2010. Evaluation of side-effects of glyphosate mediated control of giant reed (*Arundo donax*) on the structure and function of a nearby Mediterranean river ecosystem. Environmental Research. 110, 556-564.
- Puyuelo, B., Arizmendiarieta, J.S., Irigoyen, I., Plana, R. 2019. Quality assessment of composts officially registered as organic fertilisers in Spain. Spanish Journal of Agriculture Research. 17, 1101.
- Pyle, L.A., Magee, K.L., Gallagher, M.E., Hockaday, W.C., Masiello, C.A. 2017. Short-Term Changes in Physical and Chemical Properties of Soil

- Charcoal Support Enhanced Landscape Mobility. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. 122, 3098-3107.
- Qi, D., Yan, J., Zhu, J. 2020. Effect of a reduced fertilizer rate on the water quality of paddy fields and rice yields under fishpond effluent irrigation. *Agricultural Water Management*. 231, 105999.
- Qi, Y., Huang, B., Darilek, J.L. 2014. Effect of drying on heavy metal fraction distribution in rice paddy soil. *PLoS ONE*. 9, e97327.
- Qi, Y.B., Huang, B., Yang, Y.F. 2010. Heavy metal accumulation characteristics and risk assessment of rice grain in different regions of Suzhou city. China. *Journal Agro-Environmental Science*. 29, 659-665.
- Qi, Z., Helmers, M.J., 2008. Field calibration of a multisensor capacitance probe for des moines loess soils. *American Society of Agricultural and Biological Engineers Annual International Meeting*. 10, 6379-6398.
- Rahman, M.A., Rahman, M.M., Reichman, S.M., Lim, R.P., Naidu, R. 2014. Heavy metals in Australian grown and imported rice and vegetables on sale in Australia: Health hazard. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 100, 53-60.
- Rajakumar, D., Subramanian, E., Ramesh, T., Maragatham, N., Martin, G.J., Thiagarajan, G. 2009. Striding towards aerobic rice cultivation. *Agricultural Reviews*. 30, 213-218.
- Ramzan, Y., Hafeez, M.B., Khan, S., Nadeem, M., Saleem-ur-Rahman, Batool, S., Ahmad, J. 2020. Biofortification with Zinc and Iron Improves the Grain Quality and Yield of Wheat Crop. *International Journal of Plant Production*. 14, 501-510.
- Ranaivosoa, L., Naudin, K., Ripoche, A., Rabearisoa, L., Corbeels, M. 2018. Is mulching an efficient way to control weeds Effects of type and amount of crop residue in rainfed rice based cropping systems in Madagascar. *Field Crops Research*. 217, 20-31.

- Rao, A.N., Johnson, D.E., Sivaprasad, B., Ladha, J.K., Mortimer, A.M. 2007. Weed Management in Direct-Seeded Rice, **in:** L. S. Donald (Ed.), *Advances in Agronomy*, Academic Press. pp. 153-255.
- Rathore, V.S., Singh, J.P., Meel, B., Nathawat, N.S. 2014. Agronomic and economic performances of different cropping systems in a hot, arid environment: A case study from North-western Rajasthan, India. *Journal of Arid Environments*. 105, 75-90.
- Reddy, K.R., Patrick, W.H. 1977. Effect of redox potential and pH on the uptake of cadmium and lead by rice plants. *Journal Environ Qual*. 6, 259-262.
- Reicosky, D.C. 1997. Tillage-induced CO<sub>2</sub> emission from soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 49, 273-285.
- Reyes, Y.C., Vergara, I., Torres, O.E., Díaz-Lagos, M., & González, E.E. 2016. Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo*. 16, 66-77.
- Riar, D. S., Norsworthy, J. K., Srivastava, V., Nandula, V., Bond, J. A., Scott, R. C. 2013. Physiological and molecular basis of acetolactate synthase-inhibiting herbicide resistance in barnyardgrass (*Echinochloa crus-galli*). *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 61, 278 - 289.
- Robertson, G.P., Groffman, P.M. 2007. Nitrogen transformations. In: E.A. Paul (Ed.), *Soil Microbiology, Biochemistry and Ecology*, Springer, New York, USA, pp. 341-364.
- Rodríguez-Cruz, M.S., Jones, J.E., Bending, G.D. 2006. Field-scale study of the variability in pesticide biodegradation with soil depth and its relationship with soil characteristics. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 2910-2918.
- Roy, K.S., Neogi, S., Nayak, A.K., Bhattacharyya, P. 2014. Effect of nitrogen fertilization on methane and carbon dioxide production potential in relation to labile carbon pools in tropical flooded rice soils in eastern India. *Archives of Agronomy and Soil Science*. 60, 1329-1344.

- Saadi, I., Laor, Y., Raviv, M., Medina, S. 2007. Land spreading of olive mill wastewater: Effects on soil microbial activity and potential phytotoxicity. *Chemosphere*. 66, 75-83.
- Saha, B.N., Saha, S., Saha, S., Roy, P.D., Bhowmik, A., Hazra, G.C. 2020. Zinc (Zn) application methods influences Zn and iron (Fe) bioavailability in brown rice. *Cereal Research Communications*. 48, 293-299.
- Saha, S., Chakraborty, D., Sehgal, V.K. Nain, L., Pal, M. 2016. Long-term atmospheric CO<sub>2</sub> enrichment impact on soil biophysical properties and root nodule biophysics in chickpea (*Cicer arietinum* L.). *European Journal of Agronomy*. 75, 1-11.
- Saikia, R., Sharma, S., Thind, H. S., Sidhu, H. S., & Yadvinder, S. 2019. Temporal changes in biochemical indicators of soil quality in response to tillage, crop residue and green manure management in a rice-wheat system. *Ecological Indicators*. 103, 383–394
- Sambu, S, Wilson R. 2008. Arsenic in food and water a brief history. *Toxicol Ind Health*. 24, 217-226.
- Sánchez-Llerena, J. 2014. Cultivo de arroz aeróbico aplicando técnicas de agricultura de conservación en las vegas del Guadiana: Efectos en parámetros agronómicos y dinámica de los herbicidas bispyribac-sodio y bensulfuron-metil. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología Vegetal, Ecología y Ciencias de la Tierra. Extremadura, España.
- Sánchez-Llerena, J., Becerra D., Peña, D., López-Piñeiro, A., Albarrán, A. 2013. Degradation of bentazone applied in aerobic and flooded paddy soils under conventional and no-tillage practices, **in:** A. Kungolos (Ed.), *Proceedings of the Fourth International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics* , Grafima Publications, Mykonos, Greece. 185-190.
- Sánchez-Llerena, J., López-Piñeiro, A., Albarrán, A., Peña, D., Becerra, D., Rato-Nunes, JM. 2016. Short and long-term effects of different irrigation

- and tillage systems on soil properties and rice productivity under Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*. 77, 101-110.
- Sanchís, E., Ferrer, M., Torres, A., Cambra-López, M., Calvet, S. 2012. Effect of Water and Straw Management Practices on Methane Emissions from Rice Fields: A Review Through a Meta-Analysis. *Environmental Engineering Science*. 29, 1053-1062.
- Sander, B.O., Samson, M., Buresh, R.J. 2014. Methane and nitrous oxide emissions from flooded rice fields as affected by water and straw management between rice crops. *Geoderma*. 235-236, 355-362.
- Santamarina, M.P., Sempere, F., Roselló, J. 2005 Conocer la *Pyricularia oryzae* Cavara. *Phytoma*. 172, 108-112.
- Santos, T.C.R., Rocha, J.C., Barceló, D. 2000. Determination of rice herbicides, their transformation products and clofibric acid using on-line solid-phase extraction followed by liquid chromatography with diode array and atmospheric pressure chemical ionization mass spectrometric detection. *Journal of Chromatography*. 879, 3-12.
- Sarfraz, R., Yang, W., Wang, S., Zhou, B., Xing, S. 2020. Short term effects of biochar with different particle sizes on phosphorous availability and microbial communities. *Chemosphere*. 256, 126862.
- Sass, R.L., Fisher, F.M., Harcombe, P.A., Turner, F.T. 1991. Mitigation of methane emission from rice fields: Possible adverse effects of incorporated rice straw. *Global Biogeochemical Cycles* 5, 275-287.
- Satake, T., & Yoshida, S. 1978. High temperature-induced sterility in indica rices at flowering. *Japanese Journal of Crop Science*, 47, 6-17.
- Schaeffer, S.M., Evans, R.D. 2005. Pulse additions of soil carbon and nitrogen affect soil nitrogen dynamics in an arid Colorado Plateau shrubland. *Oecologia*. 145, 425-433.
- Scharfy, D., Boccali, N., Stucki, M. 2017. Clean technologies in agriculture—how to prioritize measures? *Sustainability*, 9, 1303.

- Schöpke, T. 2009. Botanik für pharmazeuten, mit arzneipflanzenlexikon und pflanzenbildergalerie. Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.
- Schulz-Zunkel, C., Krueger, F. 2009. Trace metal dynamics in floodplain soils of the river Elbe: a review. *Journal Environmental Qualaty*. 38, 1349-1362.
- Sebastian, A., Prasad, M.N.V. 2014. Photosynthesis mediated decrease in cadmium translocation protect shoot growth of *Oryza sativa* seedlings up on ammonium phosphate - sulfur fertilization. *Environmental Science and Pollution Research*. 21, 986-997.
- Sester, M., Raveloson, H., Tharreau, D., Dusserre, J. 2014. Conservation agriculture cropping system to limit blast disease in upland rainfed rice. *Plant Pathology*. 63, 373-381.
- Shahzad, Z., Rouached, H., Rakha, A. 2014. Combating Mineral Malnutrition through Iron and Zinc Biofortification of Cereals. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*. 13, 329-346.
- Shang, Q.Y., Yang, X.X., Gao, C., Wu, P.P., Liu, J.J., Xu, Y., Shen, Q.R., Zou, J.W., Guo, S.W., 2010. Net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in Chinese double rice-cropping systems: a 3-year field measurement in long-term fertilizer experiments. *Global Change Biology*. 17, 2196-2210.
- Shi, J., Yu, X., Zhang, M., Lu, S., Wu, W., Wu, J., Xu, J. 2011. Potential risks of copper, zinc, and cadmium pollution due to pig manure application in a soil-rice system under intensive farming: a case study of Nanhu, China. *Journal Environmental Quality*. 40, 1695-1704.
- Shi, Y., Lalande, R., Hamel, C., Ziadi, N., Gagnon, B., Hu, Z. 2013. Seasonal variation of microbial biomass, activity, and community structure in soil under different tillage and phosphorus management practices. *Biology and Fertility of Soils*. 49, 803-818.



- Sikora, L.J., Yakovchenko, V. 1996. Soil organic matter mineralization after compost amendment. *Soil Science Society of America Journal*. 60, 1401-1404.
- Šimanský, V., Kováčik, P. 2015. Long-term effects of tillage and fertilization on pH and sorption parameters of haplic Luvisol. *Journal of Elementology*. 20, 1033-1040.
- Sims, J.R., Haby, V.A. 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Science*. 112, 137-141.
- Singer, M.J., Munns, D.N. 2002. *Soils: an introduction*. Pearson Education, New Jersey, USA.
- Singh, A., Dass, A., Dhar, S., Singh, C.V., Sudhishri, S., Singh, T., Rajanna G.A., Pande, P. 2019a. Water Management and Planting Methods Influence Growth, Spikelet Sterility and Nutrient Acquisition in Aerobic Rice. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*. 8, 2.
- Singh, A., Singh, Y., Singh, R., Upadhyay, P.K., Kumar, R., Singh, R.K. 2019b. Effect of cultivars and weed management practices on weeds, productivity and profitability in zero-till direct-seeded rice (*Oryza sativa* L.). *Indian Journal of Agricultural Sciences*. 89, 353-359.
- Singh, M.C., Kukal, S.S., Gupta, N. 2016. Performance of direct-seeded rice in relation to water and weed management scenarios in a sandy loam soil. *Indian Journal of Ecology*. 43, 70-74.
- Singh, S., Ladha, J.K., Gupta, R.K., Bhushan, L., Rao, A.N. 2008. Weed management in aerobic rice systems under varying establishment methods. *Crop Protection*. 27, 660-671.
- Singh, V.P., Singh, S.P., Dhyani, V.C., Banga, A., Kumar, A., Satyawali, K., Bish, N. 2016. Weed management in direct-seeded rice. *Indian Journal of Weed Science*. 48, 233-246.
- Singh, Y., Singh, V.P., Singh, G., Yadav, D.S., Sinha, R.K.P., Johnson, D.E., Mortimer, A.M. 2011. The implications of land preparation, crop

- establishment method and weed management on rice yield variation in the rice–wheat system in the Indo-Gangetic plains. *Field Crops Research*. 121, 64-74.
- Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., Roger-Strade, J. 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: a review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil and Tillage Research*. 118, 66-87.
- Soil Conservation Service. 1972. *Soil Surcey Laboratory Methods and Procedures for Collecting Soil Samples*, Washington, USA.
- Song, Y., Song, C., Yang, G., Miao, Y., Wang, J., Guo, Y. 2012. Changes in Labile Organic Carbon Fractions and Soil Enzyme Activities after Marshland Reclamation and Restoration in the Sanjiang Plain in Northeast China. *Environmental Management*. 50, 418-426.
- Song, X.-J., Wu, H.-J., Wu, X.-P., Li, Q., Wang, B.-S., Li, S.-P., Liang, G.-P., Li, J., Liu, C.-C., Zhang, M.-N. 2018. Long-term conservation tillage improves surface soil carbon and nitrogen content and rhizosphere soil enzyme activities. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*. 24, 1588-1597.
- Somenahally, A.C., Hollister, E.B., Yan, W., Gentry, T.J., Loeppert, R.H. 2011. Water management impacts on arsenic speciation and iron-reducing bacteria in contrasting ricerhizosphere compartments. *Environmental Science Technology*. 45, 8328-8335.
- Spanu, A., Pruneddu, G. 1996. Confronto varietale in riso irrigato per aspersione. *L'Informatore Agrario*. 12, 62-72.
- Spanu, A., Pruneddu, G., Cabras, P., Melis, M., Spanedda, L. 1992. Persistence and mobility in clay soil of different herbicides in sprinkler irrigated rice. *Agricoltura Mediterranea*. 122, 287-292.
- Spanu, A., Daga, L., Orlandoni, A.M., Sanna, G. 2012. The role of irrigation techniques in arsenic bioaccumulation in rice (*Oriza sativa* L.). *Environmental Science Technology*. 46, 8333-8340.

- Stevens, G., Vories, E., Heiser, J., Rhine, M. 2012. Experimentation on cultivation of rice irrigated with a center pivot system in: S. Lee (Ed.), Irrigation systems and practices in challenging environments, InTech. 233-254.
- Struck, I.J.A., Taube, F., Hoffmann, M., Kluß, C., Herrmann, A., Loges, R., Reinsch, T. 2020. Full greenhouse gas balance of silage maize cultivation following grassland: Are no-tillage practices favourable under highly productive soil conditions?. Soil and Tillage Research. 200, 104615.
- Sun, H., Larney, F.J., Bullock, M.S. 1995. Soil amendments and water-stable aggregation of a desurfaced dark brown chernozem. Canadian Journal of Soil Sciences. 75, 319-325.
- Sun, G., Williams, P.N., Zhu, Y., Deacon, C., Carey, A., Raab, A. 2009. Survey of arsenic and its speciation in rice products such as breakfast cereals, rice crackers and Japanese rice condiments. Environmental International. 35, 473-475.
- Sun, L., Zheng, C., Yang, J., Peng, C., Xu, C., Wang, Y., Feng, J., Shi, J. 2016. Impact of sulfur (S) fertilization in paddy soils on copper (Cu) accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) plants under flooding conditions. Biology and Fertility of Soils. 52, 31-39.
- Sun, H., Zhoua, S., Zhang, J., Zhang, X, Wanga, C. 2020. Effects of controlled-release fertilizer on rice grain yield, nitrogen use efficiency, and greenhouse gas emissions in a paddy field with straw incorporation. Field Crops Research. 253, 107814.
- Sun, H., A, D., Feng, Y., Vithanage, M., Mandal, S., Shaheen, S. M., Rinklebe, J., Shi, W., Wang, H. 2020. Floating duckweed mitigated ammonia volatilization and increased grain yield and nitrogen use efficiency of rice in biochar amended paddy soils. Chemosphere. 237, 124532.
- Sunil, C.M., Shankaralingappa, B.C. 2014. Rooting behaviour of aerobic rice under integrated package of agrotechniques. Asian Journal of Agricultural Research. 8, 105-113.

- Suriyagoda, L., Sirisena, D., Kekulandara, D., Bandaranayake, P., Samarasinghe, G., Wissuwa, M. 2020. Biomass and nutrient accumulation rates of rice cultivars differing in their growth duration when grown in fertile and low-fertile soils. *Journal of Plant Nutrition*. 43, 251-269.
- Suseendran, K., Kalaiyarasan, C., Jawahar, S., Stalin, P., Murugan, G., Vinodkumar, S.R., Arivukkurasu, K. 2020. Response of rice to foliar application of plant growth regulator on growth and yield of rice. *Plant Archives*. 20, 1510-1514.
- Szukics, U., Abell, G.C.J., Hödl, V., Mitter, B., Sessitsch, A., Hackl, E., Zechmeister-Boltenstern, S. 2010. Nitrifiers and denitrifiers respond rapidly to changed moisture and increasing temperature in a pristine forest soil. *FEMS Microbiology Ecology*. 72, 395-406.
- Tabatabai, M.A. 1982. Soil Enzymes, *in*: A. L. Page, Miller, E.M., Keeney, D.R., (Ed.), *Methods of soil analyses, Part 2, chemical and microbiological properties*, ASA, Madison, USA. pp. 903-947.
- Tabatabai, M.A., Bremner, J.M. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry*. 1, 301-307.
- Tabatabai, M.A., Bremner, J.M. 1970. Arylsulfatase Activity of Soils. *Soil Sciences Society of America Journal*. 34, 225-229.
- Tabbal, D.F., Lampayan, R.M., Bhuiyan, S.I. 1992. Water-efficient irrigation technique for rice, *in*: A. I. o. Technology (Ed.), *International Workshop on Soil and Water Engeneering for Paddy Field Management*, Bangkok. pp. 146-149.
- Tabbal, D.F., Bouman, B.A.M., Bhuiyan, S.I., Sibayan, E.B., Sattar, M.A., 2002. On-farm strategies for reducing water input in irrigated rice; case studies in the Philippines. *Agriculture Water Management*. 56, 93-112.
- Tang, H., Xiao, X., Li, C., Tang, W., Pan, X., Cheng, K., Guo, L., Wang, K., Li, W., Sun, G. 2020. Impact of tillage practices on soil aggregation and

- humic substances under double-cropping paddy field. *Agronomy Journal*. 1, 624-632.
- Tang, H., Li, C., Xiao, X., Tang, W., Cheng, K., Pan, X., Wang, K., Li, W. 2020. Soil physical and chemical quality as influenced by soil tillage managements under double cropping rice system of southern China. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science*. 70, 14-23.
- Tang, Y., Wang, L., Carswell, A., Misselbrook, T., Shen, J., Han, J. 2020. Fate and transfer of heavy metals following repeated biogas slurry application in a rice-wheat crop rotation. *Journal of Environmental Management*. 270, 110938.
- Tao, H., Brueck, H., Dittert, K., Kreye, C., Lin, S., Sattelmacher, B. 2006. Growth and yield formation of rice (*Oryza sativa* L.) in the water-saving ground cover rice production system (GCRPS). *Field Crops Research* 95, 1-12.
- Tejada, M., Gonzalez, J.L. 2006. Crushed cotton gin compost on soil biological properties and rice yield. *European Journal of Agronomy*. 25, 22-29.
- Thangarajan, R., Bolan, N.S., Tian, G., Naidu, R., Kunhikrishnan, A. 2013. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. Review. *Science of the Total Environment*. 465, 72-96.
- Tian, G., Granato, T.C., Cox, A.E., Pietz, R.I., Carlson Jr., C.R., Abedin, Z. 2009. Soil carbon sequestration resulting from long-term application of biosolids for land reclamation. *Journal of Environmental Quality*. 38, 61-74.
- Tian, Z., Shen, G., Yuan, G., Song, K., Lu, J., Da, L. 2020. Effects of *Echinochloa crusgalli* and *Cyperus difformis* on yield and eco-economic thresholds of rice. *Journal of Cleaner Production*. 259, 120807.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418, 671-677.

- Tokman, N., Soler, C., la Farre, M., Pico, Y., Barcelo, D. 2009. Determination of amitraz and its transformation products in pears by ethyl acetate extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography Ambiental*. 1216, 3138-3146.
- Tariq, S.R., Bashir, A. 2012. Speciative distribution and bioavailability of metals in agricultural soils receiving industrial wastewater. *Environmental Monitoring and Assessment*. 184, 4609-4622.
- Torró. I. 2010. Análisis de los factores que determinan la resistencia al encamado y características del grano de arroz (*Oryza sativa* L.), y su asociación con otros caracteres, en varias poblaciones y ambientes: bases genéticas y QTLs implicados. Tesis Doctoral. Departamento de Biotecnología, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España. pp. 311.
- Towprayoon, S., Smakgahn, K., Poonkaew, S. 2005. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from drained irrigated rice fields. *Chemosphere* 59, 1547-1556.
- Trevors, J.T. 1984. Dehydrogenase activity in soil: a comparison between the INT and the TTC assay *Soil Biology Biochemical*. 16, 673-674.
- Tsukada, H., Hasegawa, H., Takeda, A., Hisamatsu, S. 2007. Concentrations of major and trace elements in polished rice and paddy soils collected in Aomori, Japan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 273, 199-203.
- Tuong, T.P., Bouman, B.A. 2003. Rice production in water-scarce environments, in: J. W. Kijne, et al. (Eds.), *Water Productivity in Agriculture: Limits and Opportunities for Improvement*, CAB International, Manila, Philippines. 53-67.
- Uberti, V.A., Da Rosa Abaide, A., Pfitscher, L.L., Evaldt, M.C., Prade, L.R., Figueiredo, R.M. 2017. Fuzzy-based methodology for evaluation of energy efficiency in rice irrigation systems. 52nd International Universities Power Engineering Conference, UPEC 2017. 1-6.

- UCDAVIS. 2012. Rice production workshop manual, University of California.
- Uchida, Y., Clough, T.J., Kelliher, F.M., Hunt, J.E., Sherlock, R.R. 2011. Effects of bovine urine, plants and temperature on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from a sub-tropical soil. *Plant and Soil*. 345, 171-186.
- UNCTED. 2020. United Nations Conference on Trade and Development.
- Ukalska-Jaruga, A., Smreczak, B. 2020. The impact of organic matter on polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) availability and persistence in soils. *Molecules*. 25, 2470.
- Urbano, P. 2015. Tratado de fitotecnia general. 2º Edición. Mundiprensa. ISBN: 978-84-8476-330-7.
- US-EPA. 2006. Global Anthropogenic Non-CO<sub>2</sub> Greenhouse Gas Emissions: 1990–2020. United States Environmental Protection Agency, EPA 430-R-06-003, Washington, DC.
- USDA. 2006. Claves para la Taxonomía de Suelos. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio de Conservación de Recursos Naturales, Washington, USA.
- Valenzuela, E.I., Padilla-Loma, C., Gómez-Hernández, N., López-Lozano, N.E., Casas-Flores, S., Cervantes, F.J. 2020. Humic Substances Mediate Anaerobic Methane Oxidation Linked to Nitrous Oxide Reduction in Wetland Sediments. *Frontiers in Microbiology*. 11, 587.
- Van Den Bossche, A., De Bolle, S., De Neve, S., Hofman, G. 2009. Effect of tillage intensity on N mineralization of different crop residues in a temperate climate. *Soil and Tillage Research*. 103, 316-324.
- van Groenigen, J.W., Velthof, G.L., Oenema, O., Van Groenigen, K.J., Van Kessel, C. 2010. Towards an agronomic assessment of N<sub>2</sub>O emissions: A case study for arable crops. *European Journal of Soil Science*. 61, 903-913.
- Van Spanning, R.J.M., Richardson, D.J., Ferguson, S.J. 2007. Introduction to the biochemistry and Molecular biology of denitrification. In: H. Bothe, S.J.

- Ferguson, W.E. Newton (Eds.), *Biology of the Nitrogen Cycle*, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, pp. 3-20.
- Vanitha, K. 2014. Drip fertigation could improve source-link relationship of aerobic rice. Tesis Doctoral. Department of Crop Phisiology, Tamil Nadu Agricultural University, Tamil Nadu, India.
- Verhoeven, E., Barthel, M., Yu, L., Celi, L., Said-Pullicino, D., Sleutel, S., Lewicka-Szczebak, D., Six, J., Decock, C. 2019. Early season N<sub>2</sub>O emissions under variable water management in rice systems: Source-partitioning emissions using isotope ratios along a depth profile. *Biogeosciences*. 16, 383-408.
- Violante, A. 2013. Elucidating mechanisms of competitive sorption at the mineral/water interface. *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 111-176.
- Vishwakarma, P.a,b, Dubey, S.K. 2020. Diversity of endophytic bacterial community inhabiting in tropical aerobic rice under aerobic and flooded condition. *Archives of Microbiology*. 202, 17-29.
- Volpe, M., Wüst, D., Merzari, F., Lucian, M., Andreottola, G., Kruse, A. 2018. One stage olive mill waste streams valorisation via hydrothermal carbonization. *Waste Management*. 80, 224-234.
- Walker, T.W., Kingery, W.L., Street, J.E., Cox, M.S., Oldham, J.L., Gerard, P.D., Han, F.X. 2003. Rice Yield and Soil Chemical Properties as Affected by Precision Land Leveling in Alluvial Soils. *Agronomy Journal*. 95, 1483-1488.
- Walker, C., Shannon, R. 2006. Nitrate and phosphate removal effects of compost amendments in wetland mesocosms. *Trans ASABE*. 49, 1773-1778.
- Walker, T., Bond, J., Ottis, B., Gerrard, P., Harrel, D. 2008. Hyrid rice response to nitrogen fertilization for Midsouthern United States rice production. *Agronomy Journal*. 100, 381-386.
- Wang, H., Guo, Q., Li, X., Li, X., Yu, Z., Li, X., Yang, T., Su, Z., Zhang, H., Zhang, C. 2020. Effects of long-term no-tillage with different straw



- mulching frequencies on soil microbial community and the abundances of two soil-borne pathogens. *Applied Soil Ecology*. 148, 103488.
- Wang, M., Wang, C., Lan, X., Abid, A. A., Xu, X., Singla, A., Sardans, J., Llusia, J., Peñuelas, J., Wang, W. 2019. Coupled steel slag and biochar amendment correlated with higher methanotrophic abundance and lower CH<sub>4</sub> emission in subtropical paddies. *Environmental Geochemistry and Health*. doi:10.1007/s10653-019-00378-4.
- Wang, M., Yang, J., Gao, H., Xu, W., Dong, M., Shen, G., Xu, J., Xu, X., Xue, J., Xu, C.-Y., Zhou, X. 2020. Interspecific plant competition increases soil labile organic carbon and nitrogen contents. *Forest Ecology and Management*. 462, 117991.
- Wang, W., Wang, C., Sardans, J., Fang, Y., Singh, B.P., Wang, H., Huang, X., Zeng, C., Tong, C., Peñuelas, J. 2020. Multiple trade-offs between maximizing yield and minimizing greenhouse gas production in Chinese rice croplands. *Land Degradation and Development*. 31, 1287-1299.
- Watson, R.T., Zinyowera, M.C., Moss, R.H., Dokken, D.J. 1996. Climate Change 1995: Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change. Scientific Technical Report Analyses. In: R.T. Watson, M.C. Zinyowera, R.H. Moss (Eds), Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge, New York, pp. 880.
- Wei, F., Tao, H., Lin, S., Bouman, B.A., zhang, L., Wang, P., Dittert, K. 2011. Rate and duration of grain filling of aerobic rice HD297 and their influence on grain yield under different growing conditions. *Science Asia*. 37, 98-114.
- Weller, S., Kraus, D., Ayag, K.R.P., Wassmann, R., Aberto, M.C.R., Butterbach-Bahl, K., Kiese, R. 2015. Methane and nitrous oxide emissions from rice and maize production in diversified rice cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 101, 37-53.

- Wertz, S., Goyer, C., Zebarth, B.J., Burton, D.L., Tatti, E., Chantigny, M.H. 2012. Effects of temperatures near the freezing point on N<sub>2</sub>O emissions, denitrification and on the abundance and structure of nitrifying and denitrifying soil communities. *FEMS Microbiology Ecology*. 79, 142-154.
- Wescott, M.P., Vines, K.W. 1986. A comparison of sprinkler and flood irrigation for rice. *Agronomy Journal*. 78. 637-640.
- Wihardjaka, A., Harsanti, E.S., Sutriadi, M.T. 2019. Anticipate of Climate Change Impacts In Rainfed Lowland Rice Through Applying Appropriate Technology. *Earth and Environmental Science*. 393, 012098.
- Williams, P.N., Villada, A., Deacon, C., Raab, A., Figuerola, J., Green, A.J., Feldmann, J., Meharg, A.A. 2007. Greatly enhanced arsenic shoot assimilation in rice leads to elevated grain levels compared to wheat and barley. *Environmental Science and Technology*. 41, 6854-6859.
- Wise, T.A. 2013. Can We Feed the World in 2050? A Scoping Paper to Assess the Evidence. Tufts University, Medford, OR, USA
- Wortman, S.E., Holmes, A.A., Miernicki, E., Knoche, K., Pittelkow, C.M. 2017. First-season crop yield response to organic soil amendments: A meta-analysis. *Agronomy Journal*. 109, 1210-1217.
- Wrage, N., Velthof, G.L., Van Beusichem, M.L., Oenema, O. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry*. 33, 1723-1732.
- Wu, M., Han, X., Zhong, T., Yuan, M., Wu, W. 2016. Soil organic carbon content affects the stability of biochar in paddy soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 223, 59-66.
- Wu, M., Zhang, J. W., Bao, Y. Y., Liu, M., Jiang, C. Y., Feng, Y. Z., & Li, Z. P. 2019. Long term fertilization decreases chemical composition variation of soil humic substance across geographic distances in subtropical China. *Soil and Tillage Research*. 186, 105–111.
- Xiang, L., Liu, P.H., Jiang, X.F., Chen, P.J. 2019. Health risk assessment and spatial distribution characteristics of heavy metal pollution in rice

- samples from a surrounding hydrometallurgy plant area in No. 721 uranium mining, East China. *Journal Geochemical Exploration*. 207, 106360.
- Xie, W., Peng, C., Wang, H, Chen, W. 2018. Bioaccessibility and source identification of heavy metals in agricultural soils contaminated by mining activities. *Environmental Earth Sciences*. 77, 606.
- Xu, H.L., Qin, F., Xu, Q., Ma, G., Li, F., Li, J. 2012. Paddy rice can be cultivated in upland conditions by film mulching to create anaerobic soil conditions. *Journal of Food, Agriculture of Environmental* 10, 695-702.
- Xu, Y., Ge, J., Tian, S., Li, S. Nguy-Robertson, A.L., Zhan, M., Cao, C. 2015. Effects of water-saving irrigation practices and drought resistant rice variety on greenhouse gas emissions from a no-till paddy in the central lowlands of China. *Science Total of Environmental*. 505, 1043-1052.
- Xu, Y., Zhan, M., Cao, C., Tian, S., Ge, J., Li, S., Wang, M., Yuan, G. 2016. Improved water management to reduce greenhouse gas emissions in no-till rapeseederice rotations in Central China. *Agriculture Ecosystem Environmental*. 221, 87-98.
- Xu, X.W., Chen, C., Wang, P., Kretzschmar, R.B., Zhao, F.J. 2017. Control of arsenic mobilization in paddy soils by manganese and iron oxides. *Environmental Pollution*. 231, 37-47.
- Xue, S.a, , Liu, G., Dai, Q., Zhang, C., Yu, N. 2008. Evolution of soil microbial biomass in restoration process of Robinia pseudoacacia plantations in an eroded environment. *Frontiers of Forestry in China*. 3, 293-299.
- Yadav, P., Singh, B., Garg, V., Mor, S., Pulhani, V. 2017. Bioaccumulation and health risks of heavy metals associated with consumption of rice grains from croplands in Northern India. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 23, 14-27.
- Yang, S.S., Chang, H.L. 1999. Diurnal variation of methane emission from paddy fields at different growth stages of rice cultivation in Taiwan. *Agriculture Ecosystem Environmental*. 76, 75-84.

- Yang, J., Liang, X., Li, H., Chen, Y., Tian, G. 2020. Effects of no-till and rice varieties on nitrogen and phosphorus balance in rice fields. *Environmental Sciences Europe*. 32, 26.
- Yang, S., Chen, X., Jiang, Z., Ding, J., Sun, X., Xu, J. 2020. Effects of Biochar Application on Soil Organic Carbon Composition and Enzyme Activity in Paddy Soil under Water-Saving Irrigation. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17, 333.
- Yang, Y., Hu, H., Fu, Q., Zhu, J., Zhang, X., Xi, R. 2020. Phosphorus regulates As uptake by rice via releasing As into soil porewater and sequestering it on Fe plaque. *Science of the Total Environment*. 738, 139869.
- Yang, Y.Q., Hu, H.Q., Fu, Q.L., Xing, Z.Q., Chen, X.Y., Zhu, J., 2019a. Comparative effects on arsenic uptake between iron (hydro) oxides on root surface and rhizosphere of rice in an alkaline paddy soil. *Environmental Science Pollution*. 27, 6995-7004.
- Yap, D., Adezrian, J., Khairiah, J., Ismail, B., Ahmad-Mahir, R. 2009. The uptake of heavy metals by paddy plants (*Oryza sativa* L.) in Kota Marudu, Sabah, Malaysia. *American Journal Agriculture Environmental Science*. 6, 16-19.
- Yokoi, K., Uthus, E.O., Nielsen, F.H. 2003. Nickel deficiency diminishes sperm quantity and movement in rats. *Biological Trace Element Research*. 93, 141-153.
- Yu, K.W., Patrick Jr., W.H. 2003. Redox range with minimum nitrous oxide and methane production in a rice soil under different pH. *Soil Science Society of America Journal*. 67, 1952-1958.
- Yu, K.W., Patrick Jr., W.H. 2004. Redox window with minimal global warming potential contribution from rice soils. *Soil Science Society of America Journal*. 68, 2086-2091.
- Yu, K., Böhme, F., Rinklebe, J., Neue, H.-U., DeLaune, R.D. 2007. Major biogeochemical processes in soils - A microcosm incubation from

- reducing to oxidizing conditions. *Soil Science Society of America Journal*. 71, 1406-1417.
- Zamboni C., Ingrid R.; Ballesteros G., María; Zamudio S., Adriana M. 2006. Caracterización de ácidos húmicos y fúlvicos de un mollisol bajo dos coberturas diferentes. 35, 191-203.
- Zeng, H., Chen, L., Zhou, X., Zeng, Q. 2019. Cadmium accumulation in winter crops and the assessment of paddy soil phytoremediation in southern China. *Environmental Science and Pollution Research*. 26, 17173-17182.
- Zhang, J., Zhou, W.X., Liu, B.B., He, J., Shen, Q.R., Zhao, F.J., 2015a. Anaerobic arsenite oxidation by an autotrophic arsenite-oxidizing bacterium from an arseniccontaminated paddy soil. *Environmental Science Technology*. 49, 5956-5964.
- Zhang, Q., Wang, Y., Wu, Y., Wang, X., Du, Z., Liu, X., Song, J., 2013. Effects of biochar amendment on soil thermal conductivity, reflectance, and temperature. *Soil Science Society of American Journal*. 77, 1478-1487.
- Zhang, S.Y., Zhao, F.J., Sun, G.X., Su, J.Q., Yang, X.R., Li, H., et al., 2015b. Diversity and abundance of arsenic biotransformation genes in paddy soils from southern China. *Environmental Science Technology* 49, 4138-4146.
- Zhang, S., Deng, Y., Fu, S., Xu, M., Zhu, P., Liang, Y., Yin, H., Jiang, L., Bai, L., Liu, X., Jiang, H. 2020a. Reduction mechanism of Cd accumulation in rice grain by Chinese milk vetch residue: Insight into microbial community. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 202, 110908.
- Zhang, Y., Hou, W., Chi, M., Sun, Y., An, J., Yu, N., Zou, H. 2020b. Simulating the effects of soil temperature and soil moisture on CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions in rice straw-enriched paddy soil. *Catena*. 194, 104677.
- Zhang, Z., Xue, Y., Wang, Z., Yang, J., Zhang, J. 2009. The relationship of grain filling with abscisic acid and ethilene under non-flooded mulching cultivation. *Journal of Agricultural Sciences*. 147, 423-436.

- Zhao, K., Liu, X., Xu, J., Selim, H., 2010. Heavy metal contaminations in a soil-rice system: identification of spatial dependence in relation to soil properties of paddy fields. *Journal of Hazardous Material*. 181, 778-787.
- Zhao, K., Fu, W., Ye, Z., Zhang, C., 2015. Contamination and spatial variation of heavy metals in the soil-rice system in Nanxun County, Southeastern China. *International Journal Environmental Research and Public Health*. 12, 1577-1594.
- Zhao, X, Pu, C, Ma, S., Liu, S., Xue, J., Wang, X., Wang, Y., Li, S., Lal, R., Chen, F., Zhang, H. 2019. *Science of the Total Environment* 649, 1299-1306.
- Zheng-Qin, X., Guang-Xi, S., Zhao-Liang, Z. 2007. Nitrous Oxide and Methane Emissions as affected by water, soil and nitrogen. *Pedosphere*. 17, 146-155.
- Zheng, X., Mingxing, W., Yuesi, W., Renxing, S., Jing, L., Heyer, J., Koegge, M., Papen, H., Jisheng, J., Laotu, L. 2000. Mitigation options for methane, nitrous oxide and nitric oxide emissions from agricultural ecosystems. *Advances in Atmospheric Sciences*. 17, 88-92.
- Zhou, Y. Ji, Z., Wang, J., Chen, L., Zou, M., Yan Li, Y., Zhou, S. 2019. Heavy metal distribution, relationship and prediction in a wheat-rice rotation system. *Geoderma*. 354, 113886.
- Zhu, C., Konayashi, K., Loladez, I., Zhu, J., Jiang, Q., Xu, X., Liu, G., Seneweera, S., Ebi, K.L., Drewnowski, A., Fukagawa, N.K., Ziska, L.H. 2018. Carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) levels this century will alter the protein, micronutrients, and vitamin content of rice grains with potential health consequences for the poorest rice-dependent countries. *Science Advances*. 4, 10-12.
- Zia-Ul-Haq, M., Khaliq, A., QIANG, S., Matloob, A., Hussain, S., Fatima, S., Aslam, Z. 2019. Weed growth, herbicide efficacy, and rice productivity in dry seeded paddy field under different wheat stubble management methods. *Journal of Integrative Agriculture*. 18, 907-926.
- Zou, J., Huang, Y., Jiang, J., Zheng, X., Sass, R.L. 2005. A 3-year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies

in China: Effects of water regime, crop residue, and fertilizer application. *Global Biogeochemical Cycles*. 19.

Zou, J., Liu, S., Qin, Y., Pan, G., Zhu, D. 2009. Sewage irrigation increased methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in southeast China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 129, 516-522.

